

Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku
Odjel za biologiju
Diplomski sveučilišni studij Biologija; smjer: znanstveni

Jelena Cindrić

Fitoplankton Kopačkog jezera u uvjetima ekstremnih poplava

Diplomski rad

Osijek, 2019.

Sveučilište Josipa Jurja Strossmayera u Osijeku**Odjel za biologiju****Diplomski sveučilišni studij Biologija; smjer: znanstveni****Znanstveno područje: Prirodne znanosti****Znanstveno polje: Biologija****Fitoplankton Kopačkog jezera u uvjetima ekstremnih poplava****Jelena Cindrić****Rad je izrađen na:** Zavod za ekologiju voda**Mentor:** Dr.sc. Melita Mihaljević, izv. prof.**Komentor:** Dr.sc. Filip Stević, doc.**Kratak sadržaj diplomskog rada:**

Posljednjih desetljeća sve su učestalija ekstremna hidrološka zbivanja, posebno velike poplave u Podunavskoj regiji. Cilj ovog rada je utvrditi kako su ekstremne poplave Dunava tijekom 2006. godine utjecale na strukturu i dinamiku fitoplanktonske zajednice Kopačkog jezera, najvećeg ali i najplićeg jezera poplavnog područja Kopačkog rita. Tijekom ekstremnog plavljenja Dunava u travnju biomasa fitoplanktona bila je izuzetno mala, a dominirale su dijatomeje, odnosno funkcionalne skupine fitoplanktona tolerantne na disturbancije uvjetovane plavljenjem. Nakon prestanka poplava, u rujnu je došlo do oporavka fitoplanktonske zajednice, ali bez karakterističnog cvjetanja cijanobakterija. Sukcesije fitoplanktonskih skupina ukazale su na visoki stupanj trofije Kopačkog jezera u usporedbi sa Sakadaškim jezerom koje je nakon ekstremnih poplava ostalo u stanju „čiste vode“. Sveukupno, u uvjetima ekstremnih poplava dolazi do velikih disturbancija nepovoljnih za razvoj fitoplanktona dok okolišni čimbenici pojedinog vodenog biotopa duž gradijenta rijeka-poplavno područje postaju presudni u uvjetima izolacije od dotoka poplavnih voda.

Broj stranica: 56**Broj slika:** 29**Broj tablica:** 1**Broj literaturnih navoda:** 64**Jezik izvornika:** hrvatski jezik**Ključne riječi:** jezero, poplavno područje, ekstremno plavljenje, funkcionalne skupine fitoplanktona**Datum obrane:** 18. srpnja 2019.**Stručno povjerenstvo za obranu:**

1. Dr. sc. Stjepan Krčmar, redoviti profesor – trajno zvanje, predsjednik povjerenstva
2. Dr. sc. Melita Mihaljević, izvanredni profesor, mentor
3. Dr. sc. Tanja Žuna Pfeiffer, docent, član
4. Dr. sc. Dubravka Špoljarić Maronić, docent, zamjena člana

Rad je pohranjen: na mrežnim stranicama Odjela za Biologiju te u Nacionalnom repozitoriju završnih i diplomskih radova Nacionalne i sveučilišne knjižnice u Zagrebu.

BASIC DOCUMENTATION CARD**Master thesis****University Josip Juraj Strossmayer in Osijek****Department of Biology Graduate university study programme in Biology****Scientific Area:** Natural science**Scientific Field:** Biology**Phytoplankton dynamics in Kopačko Lake under the conditions of extreme flooding****Jelena Cindrić****Thesis performed at:** Subdepartment of Water Ecology**Supervisor:** Melita Mihaljević, PhD, Associate Professor**Co-supervisor:** Filip Stević, PhD, Assistant Professor**Short abstract:**

Extreme hydrological events have been more frequent in the last decades, especially large floods in the Danubian region. The aim of this thesis is to determine how the Danube's extreme floods affected phytoplankton composition and abundance in Kopačko Lake, the largest but also the most shallowest lake in the floodplain Kopački rit. During the extreme flooding of the Danube in April phytoplankton biomass was extremely small and dominated by Diatoms, also as functional groups of phytoplankton tolerant to flood-related disturbances. After the end of the flood in September, phytoplankton community was recovered, but there was no characteristic appearance of cyanobacterial bloom. Succession of the phytoplankton groups showed high trophic level of Kopačko Lake compared to the Sakadaš lake which, after extreme floods, remained in "clear water" state. Overall, under extreme flooding conditions, major disturbances are disadvantageous to the development of phytoplankton, while the environmental factors of a particular aquatic biotope along the river-flood gradient become crucial in the conditions of isolation from floodwater.

Number of page: 56**Number of figures:** 29**Number of tables:** 1**Number of reference:** 64**Original in:** Croatian**Key words:** lake, floodplain, extreme flood, phytoplankton functional groups**Date of the thesis defence:** July 18, 2019**Reviewers:**

1. Stjepan Krčmar, PhD, Professor, chair
2. Melita Mihaljević, PhD, Professor, supervisor
3. Tanja Žuna Pfeiffer, PhD, Assistant Professor, member
4. Dubravka Špoljarić Maronić, PhD, Assistant Professor, substitute reviewer

Thesis deposited in: on the Department of Biology website and the Croatian Digital Theses Repository of the National and University Library in Zagreb.

Od srca se zahvaljujem svojoj mentorici izv. prof. dr. sc. Meliti Mihaljević na prenesenom znanju, stručnim savjetima, razumijevanju i svakom trenutku posvećenom meni i izradi ovog diplomskog rada.

Hvala doc. dr. sc. Filipu Steviću na svim stručnim savjetima i pomoći u obradi podataka te statističkoj analizi.

Hvala doc. dr. sc. Dubravki Špoljarić Maronić, doc. dr. sc. Tanji Žuni-Pfeiffer, kao i prof. Vandi Cvijanović te stručnim suradnicima Nikolini Bek i Mateju Šagu na ljubaznosti i pomoći u determinaciji fitoplanktonskih vrsta.

Najviše se zahvaljujem svojim roditeljima i bratu što su dijelili sa mnom sve moje uspone i padove, sve lijepe ali i manje lijepe trenutke kroz koje smo svi zajedno kao obitelj prolazili tijekom mog studiranja. Bez vas ne bih mogla uspjeti ostvariti svoje snove koji su se u nekim situacijama činili nedostižnima.

Hvala mom dečku Karlu koji je bio uz mene u svakom trenutku, u mojim mislima i srcu. Hvala na beskrajnom razumijevanju, potpori, podršci i ljubavi koju si mi pružio, kao i na tome što si uvijek vjerovao u moje sposobnosti.

Ani i Mići hvala na bezuvjetno pruženoj ljubavi, pomoći i potpori. Hvala što ste učinili da Osijek postane moj drugi dom, a vi moji drugi roditelji.

Hvala mojim dragim prijateljima i kolegama na podršci i preljepim trenucima po kojima ću pamtiti ovaj period svog života. Nataliji i Mariji hvala što su u svakom trenutku bile tu za pomoć, savijet, popravak raspoložnja, kavu i stvaranje brojnih dogodovština i uspomena.

Šogorici Jasmini hvala na podršci i svakom pokušaju da problem pretvori u šalu.

SADRŽAJ

1. UVOD	1
1.1. Ekološke značajke poplavnih područja	1
1.2. Fitoplankton poplavnog područja	4
1.3. Cilj rada	7
2. MATERIJALI I METODE	7
2.1. Područje istraživanja	7
2.2. Prikupljanje uzoraka	11
2.3. Analiza fizikalno-kemijskih svojstava vode	11
2.4. Analiza fitoplanktona	12
2.5. Statistička obrada podataka	14
3. REZULTATI	14
3.1. Fizikalno kemijska svojstva vode	14
3.2. Kvalitativni sastav i biomasa fitoplanktona	24
3.3. Funkcionalne skupine fitoplanktona	27
4. RASPRAVA	41
5. ZAKLJUČAK	44
6. LITERATURA	45
7. PRILOZI	51

1. UVOD

1.1 Ekološke značajke poplavnih područja

Poplavna područja predstavljaju jedna od najproduktivnijih područja na Zemlji, a karakteristična su zbog ispreplitanja i međusobnog povezivanja vodenih, vlažnih i kopnenih staništa. Definiramo ih kao prijelazna područja između kopnenih i vodenih staništa, periodično plavljena vodom iz rijeka ili jezera kojima su povezani (Junk i sur. 1989). Karakteristika ovih područja je raznolikost staništa, među kojima izuzetno velik značaj imaju vlažna močvarna područja te plitka jezera. Poplavna područja nalazimo na svim geografskim širinama, a na globalnoj razini zauzimaju značajnu površinu od 2×10^6 km², odnosno 1,3% zemljine površine. Ova su područja od velike važnosti jer djeluju kao filtri i skladišta riječne vode, prirodna su zaštita urbanih sredina od poplava, važna su za prirodno funkcioniranje riječnih ekosustava te predstavljaju stanište za mnoge biljne i životinjske vrste (Lair i sur. 2009). Sezonsko plavljenje ovdje je prirodan proces, stoga su organizmi koji ovdje borave prilagođeni takovim uvjetima.

Poplave su najvažniji čimbenici koji djeluju na ovakve ekosustave i njihove značajke pri čemu prisutnost poplave te intenzitet plavljenja utječu na stupanj povezanosti pojedinih dijelova poplavne nizine, kao i na međusobnu izmjenu tvari i nutrijenata (Trockner i Stanford 2002). Vodostaj rijeke utječe na ekološke procese poplavnog područja na način da uvjetuje površinu poplavnog područja koje će se naći pod vodom, trajanje poplave, te povezanost jezera sa ostalim dijelovima poplavljenog područja (Junk 1997), što će posljedično regulirati procese izmjene energije i nutrijenata između rijeke i jezera. Ovakve promjene u konačnici utječu na strukturu, raznolikost i produktivnost zajednice biota poplavnog područja, uključujući i zajednice fitoplanktona (Bonnet i sur. 2008). Stoga su u poplavnim područjima mozaično raspoređena staništa različitih sukcesijskih stanja koja se razlikuju po svojoj složenosti i povezanosti, te se odlikuju izuzetno velikom bioraznolikosti (Eros i sur. 2019).



Slika 1. Raznolikost staništa poplavnog područja Kopački rit (Izvor: Web 1)

Jezera predstavljaju važnu komponentu poplavnih područja, a njihovi ekološki uvjeti u najvećoj mjeri ovise o dinamici plavljenja. Razlikuju se dva osnovna stanja u poplavnim područjima: limnofaza u kojoj je poplavno područje izolirano od riječnog toka i potamofaza kada je područje poplavljeno i dolazi do velikih promjena u fizikalnim, kemijskim i biološkim parametrima (Neiff, 1996). Tijekom faze izolacije jezero i drugi vodeni biotopi su izolirani od rijeke i njihov je volumen uglavnom kontroliran evaporacijom, dok su u fazi plavljenja biotopi povezani sa rijekom uslijed izlivanja velike količine vode na poplavno područje, pri čemu jezera poprimaju svoj maksimalni volumen i gube svoj identitet (Garcia de Emmiliani 1993). Kao posljedica dinamike plavljenja, jezera poplavnih područja mogu prelaziti iz „faze bistre vode“ (eng. „*clear state*“) koju karakterizira submerzna makrofitska vegetacija u „fazu mutne vode“ (eng. „*turbid state*“), u kojoj dominira fitoplankton (Scheffer 2007). Promjene riječnog vodostaja naročito utječu na plitka jezera poplavnog područja, kakvo je i Kopačko jezero, stoga ekstremno visoke vrijednosti vodostaja mogu rezultirati promjenama u izmjeni „faze bistre vode“ i „faze mutne vode“ (Scheffer i sur. 2001).

Postoji nekoliko hipoteza koje tumače utjecaj poplave na staništa i biocenoze u poplavnim područjima. Junk i sur. (1989) objasnili su složene procese koji se odvijaju unutar poplavnih područja pomoću „koncepta poplavnog područja“ (eng. „*flood pulse concept*“, FPC). Koncept se temelji na ekologiji biocenoza prilagođenih geomorfološkim i hidrološkim uvjetima poplavnih područja. Prema ovom konceptu, rijeke i njihova poplavna područja su povezane snažnim interakcijama između hidroloških i ekoloških procesa, a poplave su jedan od glavnih čimbenika koji utječu na razvoj živog svijeta u području poplavnih nizina. Na ovakvim područjima poplave predstavljaju važan izvor vode za formiranje staništa, utječu na fizikalno kemijske parametre, a samim time mijenja se i struktura životnih zajednica tog područja. Periodična plavljenja dovode do izmjene nutrijenata i organizama između različitih biotopa, a nakon što se voda povuče, područje ostaje bogato nutrijentima što pogoduje razvoju primarnih producenata.

Hidrološki režim rijeke Dunav mijenja se tijekom godine s određenim pravilnostima u pražnjenju rijeke tijekom različitih sezona. Proljetne i ljetne poplave najizraženije su i najvažnije za ova poplavna područja (Mihaljević i sur. 2010). Međutim, u proteklom desetljeću sve prisutnije su postale ekstremne poplave, često sa katastrofalnim posljedicama, tijekom kojih dolazi do naglih izljeva velikih količina vode izvan riječnoga kanala u vrlo kratkim periodima. Takve su pojave posljedica klimatskih promjena, među kojima na rijeke najveći utjecaj ima topljenje velikih količina snijega uslijed visokih temperatura tijekom proljeća, te velike količine oborina (Pangali Sharma i sur. 2018). Plitka jezera i poplavna područja predstavljaju jedne od najosjetljivijih ekosustava s obzirom na klimatske promjene i učinke globalnog zatopljenja (Jeppesen i sur. 2007), a posljedice postaju sve vidljivije.

Osim biološke važnosti poplavnih područja, njihov se značaj očituje i u socijalnom smislu. U prošlosti su se ljudi nastanjivali uz poplavna područja kako bi obrađivale plodnu zemlju i iskorištavali mnogobrojne dobrobiti koje su im se pružale na tim područjima. Napretkom civilizacije i industrijalizacijom, proces prenamjene i isušivanja poplavnih područja poprimio je drastične razmjere, zbog čega su prirodna poplavna područja postala rijetkost u globalnim razmjerima. Nažalost, malobrojne preostale poplavne ravnice danas su ugrožene i pokazuju pad bioraznolikosti veći od bilo kojih terestričkih ekosustava (Dudgeon i sur. 2006), prvenstveno zbog antropološkog utjecaja koji dovode do promjena hidroloških ciklusa, klimatskih promjena, povećane koncentracije zagađivala, te sve masovnijeg razvoja invazivnih vrsta (Trockner i Stanford 2002). Poplavna su područja u velikoj mjeri isušena zbog ljudskih potreba za prirodnim dobrima, poljoprivrednim i građevinskim zemljištem, stoga je čak 80% svih

prvobitnih poplavnih područja duž rijeke Dunav i njegovih pritoka isušeno i prenamijenjeno (Benčina i sur. 2010). Zaštita ovih područja od velike je važnosti jer ona predstavljaju staništa za neke od rijetkih i ugroženih vrsta te odmarališta za mnoge migratorne vrste, a važna su i za funkcioniranje složenih hidroloških, pedoloških i drugih sustava, naročito onih koji su vezani za šumarstvo i poljoprivredu.

1.2. Fitoplankton poplavnih područja

Plankton predstavlja zajednicu organizama koji žive u vodi, a nošeni su vodenim strujama. Planktonska se zajednica sastoji od biljne komponente koju čine primarni producenti, tj. autotrofni organizmi (jednostanične i kolonijalne alge te cijanobakterije) koje nazivamo fitoplanktonom, te životinjske komponente, odnosno heterotrofnih organizama koji čine zooplankton. Zbog veće specifične gustoće od vode i odsutnosti sposobnosti aktivnog kretanja, plankton u stupcu vode najčešće pluta ili tone (Ebert 2001). Fitoplankton je primarni producent u vodenim ekosustavima, te proizvođač organskog ugljika i izvor kisika, a predstavlja osnovni izvor hrane planktivornim potrošačima i temelj je trofičke piramide u vodenim ekosustavima. Fitoplanktonske zajednice jezera najčešće čine alge iz skupina: Cyanobacteria, Euglenophyta, Cryptophyta, Chrysophyta i Chlorophyta, a njihov razvoj ovisi o abiotičkim i biotičkim čimbenicima, zbog čega tijekom godine postoje sezonske sukcesije fitoplanktona (Henle i sur. 2006).

Osnovni čimbenik koji utječe na razvoj fitoplanktona u vodenim biotopima poplavnog područja jesu promjene hidroloških uvjeta. Tijekom razdoblja niskog vodostaja, odnosno izolacijske faze jezera dolazi do porasta biomase fitoplanktona, a često dolazi i do pojave „cvjetanja“ cijanobakterija. U uvjetima velikih poplava hidrološki uvjeti određuju procese miješanja vodenog stupca, a sastav fitoplanktonskih zajednica pokazuje veću bioraznolikost, međutim ukupna biomasa fitoplanktona biva znatno manja (Stević i sur. 2013.). Česte promjene u sastavu fitoplanktona te njegovoj biomasi ukazuju na nestabilnosti okolišnih čimbenika jezera poplavnog područja.

Na razvoj fitoplanktona utječu fizički čimbenici od kojih su najznačajniji temperatura i svjetlost, kemijska svojstva vode (pH, koncentracije ugljikovog dioksida i nutrijenata) te biološki čimbenici koji uključuju hranidbene interakcije i kompeticiju za dostupne resurse. Ovi faktori ključni su pri kontroli biomase, bioraznolikosti i distribuciji fitoplanktona u jezerima

(Moisset i sur. 2019). Primarna produkcija u jezerima povećava se tijekom toplijih mjeseci zbog povećane stope insolacije i viših koncentracija nutrijenata koji predstavljaju optimalne uvjete za razvoj fitoplanktona (Tsydenov 2019). Najveći dio fitoplanktona se razvija u eufotičkom, odnosno osvjetljenom, površinskom sloju jezera, dok se u afotičkom, neosvjetljenom sloju fitoplankton razvija u vrlo malim količinama. Reproduktivna stopa fitoplanktona određena je intenzitetom svjetlosti, koji se smanjuje sa dubinom.

Osim svjetlosti i dostupnosti nutrijenata, temperatura vode je još jedan vrlo važan abiotički čimbenik koji utječe na razvoj fitoplanktona, stoga se u pojedinim sezonama u dubljim jezerima javlja termalna stratifikacija vode koja utječe na miješanje i strujanje vode, kruženje nutrijenata, vertikalnu distribuciju otopljenog kisika i čestica, distribuciju i metabolizam planktona, razgradnju organske tvari te različite druge kemijske i fizičke procese.

Za razvoj autotrofnih organizama, pa tako i fitoplanktona izuzetno su važni makronutrijenti te mikronutrijenti. Najvažniji makronutrijenti za razvoj fitoplanktona jesu dušik, fosfor te silicij, koji su uključeni u biosintezi proteina, ugljikohidrata, lipida i ostalih esencijalnih biomolekula, dok su mikronutrijenti važni za odvijanje enzimatskih reakcija, a često su potrebni i za asimilaciju makronutrijenata. Dušik je u vodi prisutan u obliku nitrata, nitrita, amonijevih iona i otopljenih organskih spojeva, dok pojedine cijanobakterije mogu fiksirati atmosferski dušik pomoću specijaliziranih stanica zadebljelih stijenki, heterocita. Fosfor u vodi nalazimo u obliku anorganskih ili ortofosfatnih iona te kao dio organskih spojeva. Ljudskom djelatnošću često se povećavaju koncentracije hranjivih tvari u vodenim ekosustavima, što kao posljedicu ima proces eutrofikacije. S obzirom na stupanj eutrofikacije, razlikujemo oligotrofna, mezotrofna, umjereno eutrofna i hipertrofna jezera (Carlson 1977).

Na sezonske sukcesije fitoplanktona utječu biotičke interakcije fitoplanktona i zooplanktona. Ove interakcije opisane su kroz 24 točke PEG-modela sezonskih sukcesija planktonskih zajednica (Sommer i sur. 1989). Završetkom zimskog perioda povećava se količina svjetla i hranjivih tvari, što će dovesti do razvoja brzorastućeg fitoplanktona. Takvim malim algama hranit će se herbivorni zooplankton, a proces nazivamo ispaša (eng. „grazing“). Sve veći razvoj populacije herbivornog zooplanktona uzrokovat će znatno smanjenje biomase fitoplanktona, a takvu pojavu nazivamo „fazom čiste vode“ i načešće je u jezerima prisutna tijekom proljetnog razdoblja. S vremenom dolazi do smanjene populacije zooplanktona uslijed smanjene biomase fitoplanktona i predatorskog pritiska većih organizama (slatkovodne ribe). Smanjena populacija zooplanktona te „grazing-a“, kao i povoljniji abiotički uvjeti tijekom ljetnih mjeseci, dovest će

do ponovnog rasta biomase fitoplanktona, a daljnji rast njegove biomase ovisit će o dostupnosti nutrijenata. Tijekom jeseni će se biomasa fitoplanktona postupno smanjivati, dok će tijekom zime doseći minimalnu biomasu zbog niskih temperatura i manje količine svjetlosti. Takova smanjena biomasa fitoplanktona omogućit će pak procese ponovne akumulacije nutrijenata.

U svrhu tumačenja osjetljivosti fitoplanktona na disturbance, stres te korištenje ograničenih resursa s obzirom na miješanje vodenog stupca, Reynolds i suradnici (2002) opisali su klasifikaciju fitoplanktona svrstavajući vrste u funkcionalne skupine (eng. *functional group* – FG). Klasifikacija fitoplanktonskih vrsta načinjena je s obzirom na njihove fiziološke, morfološke i ekološke značajke, te osjetljivost ili toleranciju na različite kombinacije okolišnih čimbenika (npr. dubina vode, režim miješanja vodenog stupca, količina nutrijenata, promjene pH i dr.). Skupine se razlikuju prema tipu staništa, prema toleranciji ili osjetljivosti na različite kombinacije ekoloških čimbenika, te prema specifičnim potrebama nekih vrsta (npr. veliki afinitet za fosfor, silicij). Važnu ulogu u sukcesijama funkcionalnih skupina predstavljaju promjene u razini vodostaja, dostupnost svjetla i nutrijenata, ispaša (eng. „*grazing*“), klimatski i vremenski čimbenici, te antropogeni utjecaj. Prvotno se model sastojao od 14 grupa (Reynolds 1980), a do danas je proširen na 41 funkcionalnu skupinu (Reynolds i sur. 2002 ; Padisák i sur. 2009). Ovaj pristup prihvaćen je na globalnoj razini, a naročito se koristi pri opisivanju vrsta plitkih jezera. Koristi se za analizu i praćenje fitoplanktonskih zajednica vodenih ekosustava sa prisutnim antropogenim utjecajem, a sve više se koristi u ocjeni ekološkog stanja raznih tipova jezera (Padisak i sur. 2006). Klasifikacija prema funkcionalnim skupinama omogućava prikaz povezanosti hidroloških procesa sa sukcesijama fitoplanktona poplavnih područja u uvjetima visoke disturbancije.

U slatkovodnim ekosustavima, struktura i raspodjela fitoplanktonskih zajednica mogu biti dobri pokazatelji ekološkog stanja biotopa te je fitoplankton odabran kao jedan od pet bioloških elemenata za ocjenu stanja vodenih tijela u Europskoj uniji prema kriterijima koje propisuje Okvirna direktiva o vodama (eng. „*Water Framework Directive*“) (WFD 2000).

1.3. Cilj rada

Cilj ovog rada je utvrditi kako su ekstremne poplave Dunava u proljeće 2006. godine utjecale na strukturu i dinamiku fitoplanktonskih zajednica Kopačkog jezera, najvećeg ali i najplićeg jezera poplavnog područja Kopačkog rita te usporediti sastav fitoplanktonske zajednice tijekom uvjeta ekstremne poplave sa onim u uvjetima normalnog plavljenja. Dobiveni rezultati usporedit će se sa istovremenom strukturom i dinamikom fitoplanktona u Sakadaškom jezeru kako bi se utvrdio longitudinalni utjecaj ekstremnih poplava duž gradijenta rijeka – poplavno područje.

2. MATERIJALI I METODE

2.1. Područje istraživanja

Kopački rit nalazi se u kutu što ga čini ušće rijeke Drave u Dunav između $45^{\circ} 32'$ i $45^{\circ} 47'$ sjeverne geografske širine i $18^{\circ} 45'$ i $18^{\circ} 59'$ istočne geografske dužine, na nadmorskoj visini od 78 do 86 m. Poplavno područje je odijeljeno nasipima izgrađenim sredinom prošlog stoljeća, a pokriva površinu od približno 16 km². Područje pripada Panonskoj biogeografskoj regiji, te je jedna od najvećih očuvanih fluvijalno-močvarnih nizina u Europi, a zaštićeno je kao Park prirode te specijalni zoološki rezervat. Dinamika i intenzitet plavljenja rijeka, ponajprije Dunava u najvećoj mjeri uvjetuju morfološke i ekološke značajke ovog područja (Slika 2). Plavljenje započinje kada vodostaj rijeke Dunav na mjernoj stanici Apatin (1401 r.km Dunava) prijeđe 3,0 m (Mihaljević i sur. 1999). Do uobičajenog plavljenja poplavnog područja dolazi u proljeće i rano ljeto. U uvjetima ekstremnih poplava cijelo područje biva prekriveno vodom, dok su tijekom manjih poplava poplavljeni samo najniži dijelovi poplavnog područja. Maksimalni vodostaj Dunava u proljeće i rano ljeto povezani su sa topljenjem leda u Alpama, a nakon minimalnih vodostaja početkom jesenski uobičajeno slijedi postepeno povišenje vodostaja do sekundarnog maksimuma u travnju. Voda se u Kopačkom ritu zadržava prosječno 173 dana u godini, a trajanje povišenog vodostaja Dunava je u prosjeku 45 dana (Mikuska 1979).

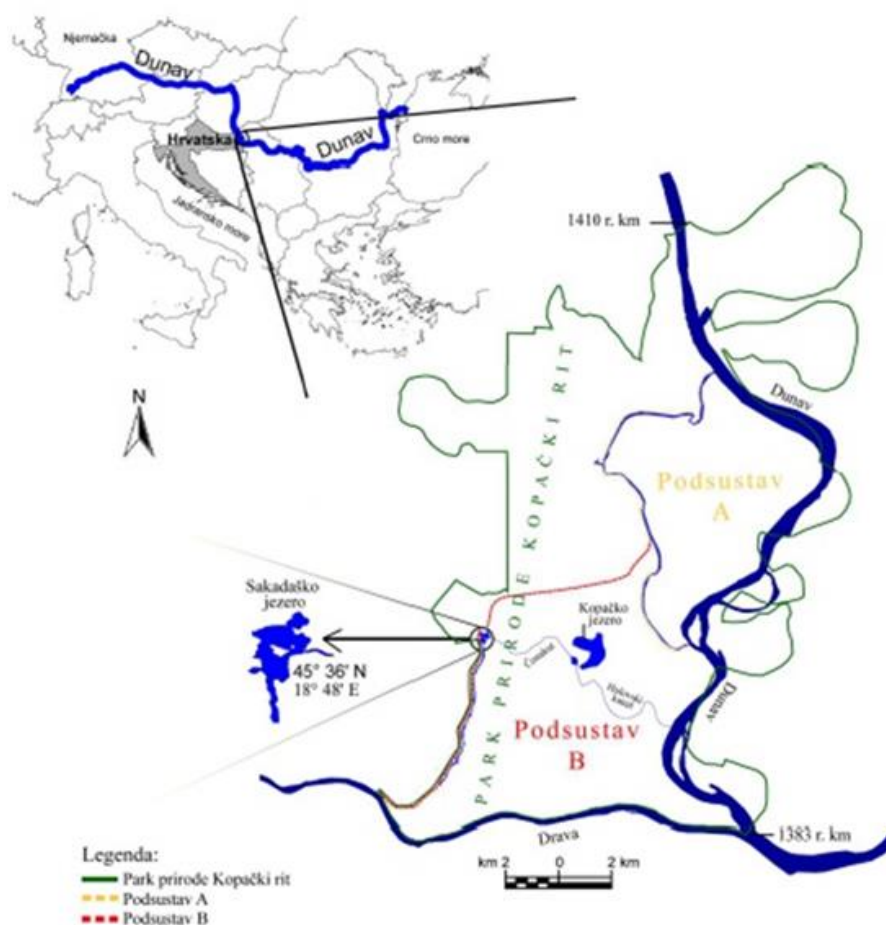
Hidrogeografsku mrežu Kopačkog rita, pored Dunava i Drave čini mreža prirodnih kanala kao što su Hulovski kanal, Čonakut, Novi kanal, Renovo ili Pusta fok, Nađhat, Vemeljski Dunavac, te jezera (prirodne udubine trajno ispunjene vodom) kao što su Kopačko i Sakadaško jezero.

Osim plitkih ovalnih ili polumjesečastih jezera koja su stalno pod vodom, u mikoreljevnoj strukturi izdvajaju se i povremeno plavljene površine, odnosno bare. Do najnižih dijelova Kopačkoga rita voda, osim putem velikih kanala, dolazi i putem dubljih (fokovi) i plićih udubljenja koja su izravno povezana sa Dravom ili Dunavom (Mihaljević i sur. 1999).



Slika 2. Poplavno područje Kopačkog rita (Izvor: Web 2)

S obzirom na hidrološku povezanost s Dunavom, područje Kopačkog rita možemo podijeliti na dva podsustava (Slika 3). Podsustav A opskrbljuje se dunavskom vodom iz rukavca rijeke zvanog Vemeljski Dunavac, dok se podsustav B opskrbljuje vodom putem mreže kanala koji povezuju Kopačko i Sakadaško jezero (Stević i sur. 2013).



Slika 3. Karta Parka prirode Kopački rit (izradio Filip Stević)

U ovom radu istraživano je Kopačko jezero (Slika 4) koje se nalazi u središnjem dijelu parka, gdje zauzima 200-500 ha. Jezero je polumjesečastog oblika, a predstavlja prostorno najveću depresiju Kopačkog rita, koja je tijekom cijele godine ispunjena vodom. Nalazi se u središnjem dijelu parka gdje zauzima 200-500 ha. Sa rijekom Dunav povezano je preko Hulovskog kanala, dok ga sa najdubljim jezerom parka, Sakadaškim jezerom povezuje kanal Čonakut (Slika 5). Jezero je relativno plitko, tako da za vrijeme sušnih razdoblja ne prelazi dubinu od 2 metra, dok za vrijeme velikih poplava dubina jezera može doseći otprilike 5 m. Kopačko je jezero u uskoj vezi sa kopnenim biocenozama jer njegove obale postupno prelaze u livade i mlade šume vrbe. Jezero je okruženo velikim brojem ptica, naročito za vrijeme gniježđenja ptica selica, a područje Kopačkog rita uvršteno je 1986. godine uvršten na listu programa IBA (eng. *Important Bird Areas*) kao važan ornitološki rezervat. Od 1993. godine nalazi se na popisu područja zaštićenih Ramsarskom konvencijom, a nominirano je i za uvrštavanje u UNESCO.



Slika 4. Kopačko jezero u srpnju 2006. godine (Fotografija: Filip Stević)



Slika 5. Kanal Čonakut (listopad 2006. godine) (Fotografija: Filip Stević)

2.2. Prikupljanje uzoraka

Uzorci za hidrobiološke analize su uzeti na središnjem dijelu Kopačkog jezera u ožujku, travnju, svibnju, srpnju, kolovozu, rujnu te studenom 2006. godine. U svrhu kvalitativne i kvantitativne analize fitoplanktona uzorci su uzeti u vertikalnom stupcu vode, dok su su uzorci za analizu fizikalno-kemijskih parametara vode uzeti na površini i dnu. Uzorci fitoplanktona prebačeni su u staklene bočice, te su konzervirani za kasniju mikroskopsku analizu. Za kvalitativnu analizu fitoplanktona filtrirano je 10 L vode, pomoću fitoplanktonske mrežice veličine pora 25µm. Za određivanje broja jedinki uzeto je 100 mL nefiltrirane vode. Uzorci su fiksirani u 36%-tnoj otopini formaldehida da bi se dobila konačna koncentracija od 4%, nakon čega su pohranjeni u označene bočice. Bočica za pohranu uzorka označena je datumom, lokalitetom i vrstom uzorka.

2.3. Analiza fizikalno-kemijskih svojstava vode

Fizikalno-kemijski parametri mjereni su na mjestu uzorkovanja, *in situ*. Prilikom uzorkovanja *in situ*, izmjerena je temperatura vode i zraka, dubina i prozirnost vode, električna provodljivost, koncentracija vodikovih iona u vodi (pH), otopljeni kisik u vodi te zasićenje vode kisikom. Temperatura vode i zraka mjerena je živinim termometrom sa podjelom ljestvice 10/1°C. Prozirnost vode određena je Secchi pločom promjera 30 cm, a dubina vode pomoću baždarnog konopca s utegom. Konduktivitet i pH vode mjereni su pomoću prijenosnog mini laboratorija uređajem WTW Multi 340i (Wissenschaftlich-Technische Werkstätten, Weilheim, Njemačka). Analize koncentracija amonijevih iona, nitrata, nitrita, organskog dušika po Kjeldahlu (orgN), ukupnog dušika (TP) obavljene su u Eko-laboratoriju Vodovoda d.d. Osijek prema standardnim metodama (APHA, 1992).

Vrijednosti vodostaja Dunava u 2006. godini na mjernoj postaji Apatin koja se nalazi na 1401,4 r.km Dunava preuzeti su sa internetske stranice hidrometeorološkog zavoda Republike Srbije (Web 3).

Za određivanje koncentracije klorofila, na terenu je uzeta jedna litra vode iz površinskog sloja te je u laboratoriju profiltrirana Büchnerovim lijevkom kroz filter papir sa staklenim vlaknima Whatman oznake GF/C, promjera 55 mm, sa otvorom pora 1,2 µm. Filter papir je potom usitnjen u 15 mL 90% acetona te je suspenzija ostavljena u kiveti 24 sata na 4°C u tami radi ekstrakcije pigmenata. Nakon toga su uzorci centrifugirani 10 minuta na 2500-3000 rpm. Apsorbance ekstrakta su analizirane spektrofotometrom na valnim duljinama 630, 645, 663,

750 nm. Koncentracije klorofila-a, klorofila-b i klorofila-c izračunate su prema metodama SCOR-UNESCO (1966.) te Strickland i Parson (1972.). Koncentracije klorofila izračunate su pomoću slijedećih jednažbi:

$$\text{chl a } (\mu\text{g/L}) = (11.64 \times A_{663} - 2.16 \times A_{645} + 0.10 \times A_{630}) \times \frac{v}{V \times d}$$

$$\text{chl b } (\mu\text{g/L}) = (20.97 \times A_{645} - 3.94 \times A_{633} + 3.66 \times A_{630}) \times \frac{v}{V \times d}$$

$$\text{chl c } (\mu\text{g/L}) = (54.22 \times A_{630} - 5.53 \times A_{663} - 14.81 \times A_{645}) \times \frac{v}{V \times d}$$

Gdje je:

A₆₃₀ - apsorbancija ekstrakta izmjerena na 630 nm i umanjena za vrijednost apsorbancije na 750 nm
A₆₄₅ - apsorbancija ekstrakta izmjerena na 645 nm i umanjena za vrijednost apsorbancije na 750 nm
A₆₆₃ - apsorbancija ekstrakta izmjerena na 663 nm i umanjena za vrijednost apsorbancije na 750 nm
v = volumen ekstrakta (mL),

V = volumen filtriranog uzorka vode (L),

d = duljina kivete (cm).

2.4. Analiza fitoplanktona

Kvalitativna analiza fitoplanktona provedena je uz pomoć svjetlosnog mikroskopa (Carl Zeiss Jena). Za determinaciju vrsta korišteni su standardni ključevi za determinaciju algi (Hindak i sur. 1975; Hindak 1977-1990; Hindak i sur. 1978; Komarek 1973), a nazivi vrsta usklađeni su prema bazi podataka AlgaeBase (Guiry i Guiry 2017).

U svrhu kvantitativne analize, jedinke fitoplanktona brojane su nakon sedimentacije u Utermöhl-ovim komoricama (Utermöhl 1958) izrađenim od pleksiglasa, volumena 5 mL. Vrste su brojane pomoću inverznog mikroskopa (Axiovert 25, Carl Zeiss®, Inc, Göttingen, Njemačka) pri povećanju od 600x. Brojanje je izvršeno u dvije okomite pruge, a za svaki je uzorak izbrojano 30 mikroskopskih polja. Brojnost svake vrste je prikazana kao broj jedinki po litri (ind./L) te je izračunata prema sljedećoj formuli:

$$N=x*\eta$$

Pri čemu je:

N - broj jedinki po litri (br.jed./L)

x – ukupan broj prebrojanih jedinki, kolonija ili filamenata u transektima, probnim poljima ili komorici

η – koeficijent za preračunavanje

Koeficijent za preračunavanje (η) računat je prema sljedećoj formuli:

$$\eta= P_k \times 1000/P_x V_s$$

Pri čemu je:

η – koeficijent za preračunavanje

P_k - površina komorice izražena u mm² ili u postotku (100%)

P_x - površina transekta ili svih probnih polja izražena u mm² ili u postotku (x%)

V_s - volumen poduzorka koji se sedimentirao (mL).

Biomasa fitoplanktona je izračunata iz volumena fitoplanktonskih jedinki na način da je za volumen od 1cm³ uzet ekvivalent biomase od 1 mg (Javornický i Komárková, 1973; Sournia, 1978). Vrste su grupirane u funkcionalne skupine koje su predložili Reynolds i sur. (2002) te revidirali Padisák i sur. (2009).

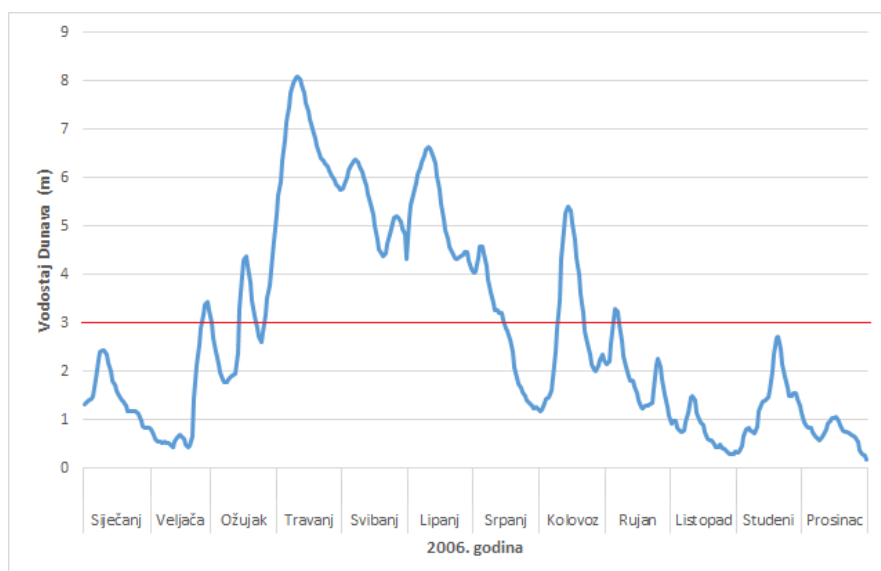
2.5. Statistička obrada podataka

Utvrđivanje sličnosti između pojedinih mjeseci u kojima je obavljeno uzorkovanje, na temelju fizikalno kemijskih čimbenika vode i funkcionalnih skupina fitoplanktona provedeno je uz pomoć nemetrijskog višedimenzijskog grupiranja (eng. „*non-metric Multidimensional Scaling*“, nMDS) u računalnom programu Primer 6. Fizikalno-kemijski čimbenici (vodostaj Dunava, dubina jezera, prozirnost, pH, električna provodljivost, koncentracija nitratnih i nitritnih iona, TN, TP i koncentracija otopljenog kisika) su prije analize logaritamski transformirani. Na funkcionalne skupine fitoplanktona primijenjena je transformacija drugi korijen jer se na taj način smanjuje važnost izrazito brojnih vrsta tako da i manje brojne vrste doprinose analizi (Clarke i Warwick 2001). U svrhu objašnjavanja međusobnih odnosa fitoplanktonske zajednice i fizikalno-kemijskih čimbenika primijenjena je redundancijska analiza (eng. „*Redundancy Analysis*“, RDA). Zavisnu varijablu činila je biomasa fitoplanktona, a nezavisnu fizikalno-kemijski čimbenici. Rezultati analize prikazani su korelacijskim triplotom. Varijable fizikalno-kemijskih čimbenika označene su strelicama s maksimalnim vrijednostima na vrhu. Analiza podataka urađena je u statističkom programu Canoco 4.5.

3. REZULTATI

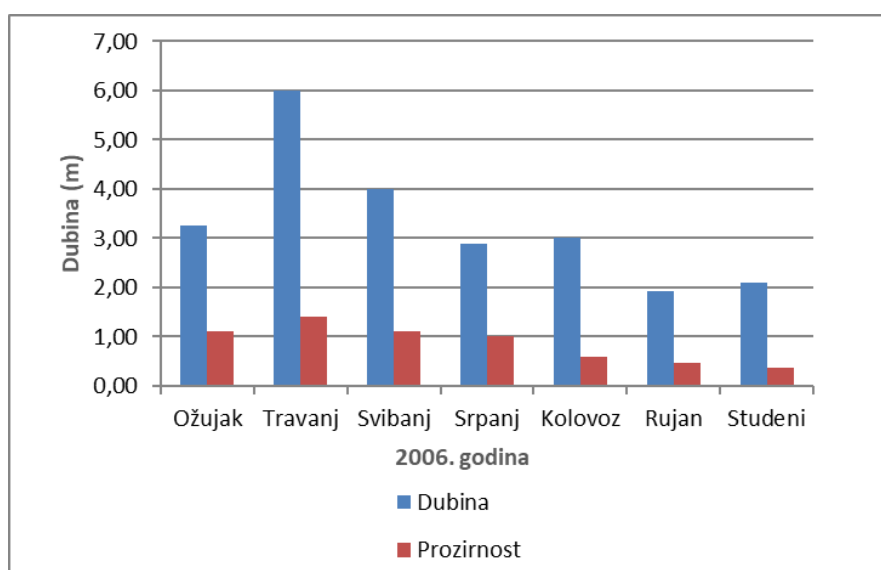
3.1. Fizikalno-kemijska svojstva vode

Velik utjecaj na dinamiku plavljenja Kopačkog rita te na dubinu Kopačkog jezera imao je vodostaj rijeke Dunav (Slika 6). Početkom 2006. godine izmjereni su niski (manji od 2 m) vodostaji Dunava. Međutim, već tijekom ožujka vrijednosti su počele rasti iznad 3 m te je počelo plavljenje, a vodostaj od 8,08 m koji je izmjeren u travnju može se okarakterizirati kao ekstremno visoki vodostaj, te je cijela poplavna dolina bila pod vodom. Izuzetno je u drugoj polovini srpnja došlo do naglog opadanja vodostaja Dunava što je uzrokovalo kratkotrajno otjecanje vode iz poplavne doline, jer je već sredinom kolovoza nastupila nova velika poplava. Sveukupno, sve do početka rujna područje Kopačkog rita se nalazilo u potamofazi. Tek u rujnu je počelo opadanje vodostaja Dunava, a niski vodostaji ostali su sve do kraja prosinca, te je tada područje Kopačkog rita bilo u limnofazi.



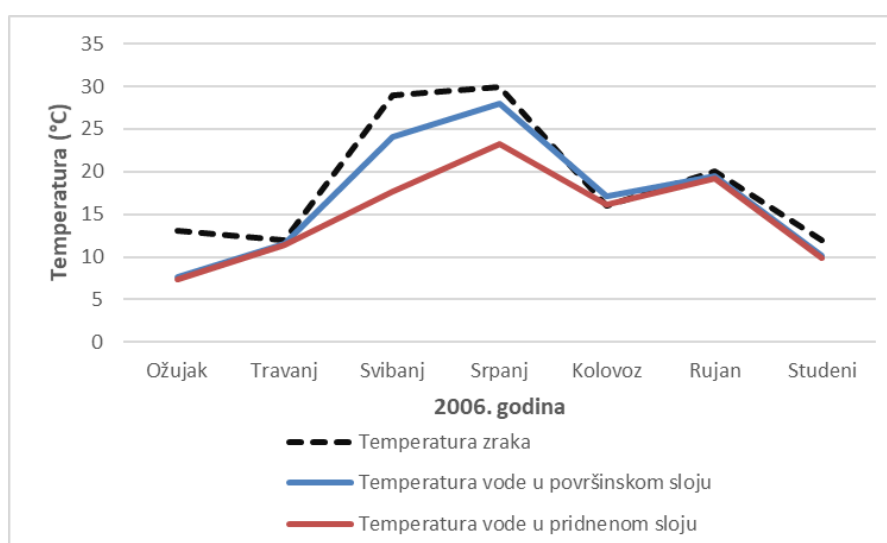
Slika 6. Promjene vodostaja rijeke Dunav na mjernoj stanici Apatin tijekom 2006. godine

Izuzetno velike oscilacije u dubini vode Kopačkog jezera zabilježene su u istraživanom razdoblju (Slika 7). Tako je uslijed velikog dotoka poplavnih voda u vrijeme ekstremnog vodostaja Dunava u travnju izmjerena maksimalna dubina vode jezera od 8,8 m, a također i najveća prozirnost vode (1,40 m). U vrijeme limnofaze, dubina vode je bila izuzetno niska, te je u rujnu iznosila svega 1,93 m, a također je bila i mala prozirnost vode, čija je najniža vrijednost od 0,38 m izmjerena u studenom.



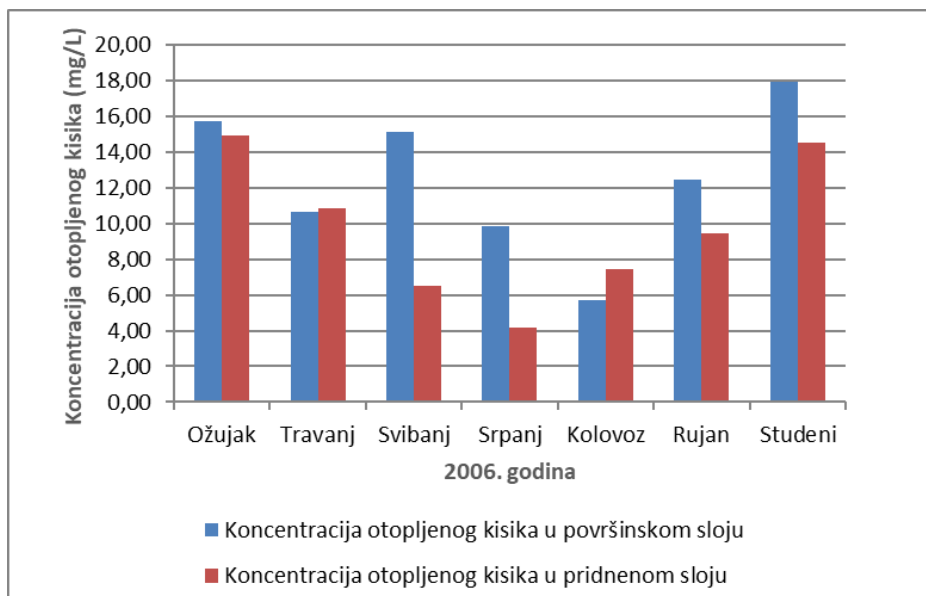
Slika 7. Vrijednosti dubine i prozirnosti u Kopačkom jezeru tijekom istraživanog razdoblja 2006. godine

Temperatura jezerske vode mijenjala se u granicama od 7,4°C (u ožujku) do 28,0°C (površinski sloj vode u srpnju) sukladno promjenama temperature zraka (Slika 8) ali i pod utjecajem dotoka hladnih poplavnih voda Dunava. Tako je u vrijeme najvećeg vala poplavnih voda u travnju temperatura površinske vode bila gotovo izjednačena (razlika od 0,1 °C) s temperaturom vode u pridnenim slojevima iako je u to vrijeme bila i najveća dubina jezera. Temperaturna stratifikacija jezera uspostavljena je od svibnja do srpnja, kada su razlike u temperaturi površinskog i pridnenog sloja iznosile 4,8 – 6,4 °C. Međutim, zbog male dubine vode u vrijeme limnofaze cijeli vodeni stupac bio je temperaturno ujednačen.



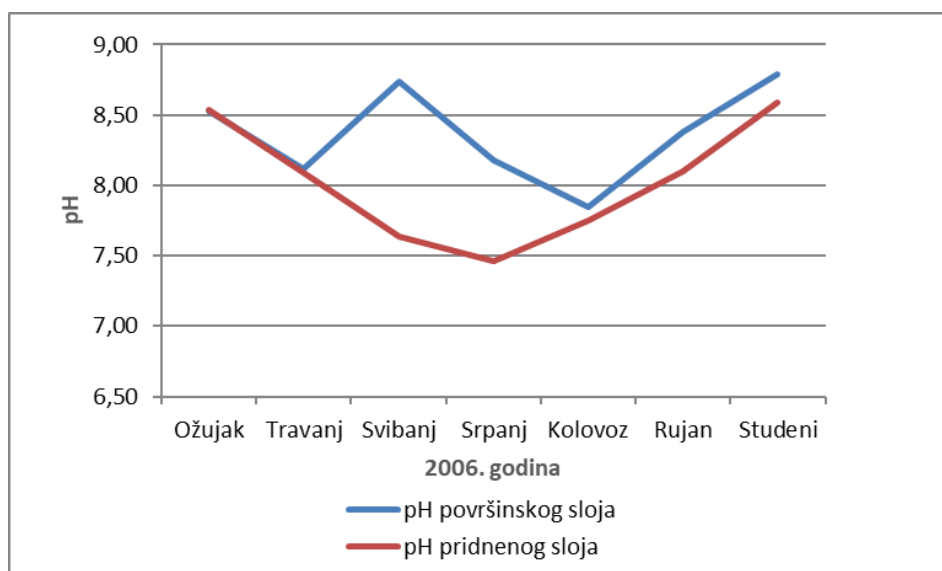
Slika 8. Promjene temperature površinskog i pridnenog sloja jezera, te temperature zraka tijekom istraživanog razdoblja 2006. godine

Koncentracija otopljenog kisika u površinskom sloju vode uglavnom je bila viša u odnosu na pridneni sloj (Slika 9). U uvjetima niskih temperatura zraka tijekom hladnijih mjeseci bile su više i koncentracije otopljenog kisika, a najviša vrijednost (17,94 mg/L) utvrđena je u studenom. Najniže vrijednosti otopljenog kisika zabilježene su tijekom ljetnih mjeseci, 4,18 mg/L u srpnju i 5,70 mg/L u površinskom sloju vode u kolovozu. Tijekom najveće poplave u travnju, koncentracije otopljenog kisika u površinskom i pridnenom sloju bile su gotovo izjednačene, a iznosile su 10,65 mg/L u površinskom sloju vode te 10,88 mg/L u pridnenom sloju vode.



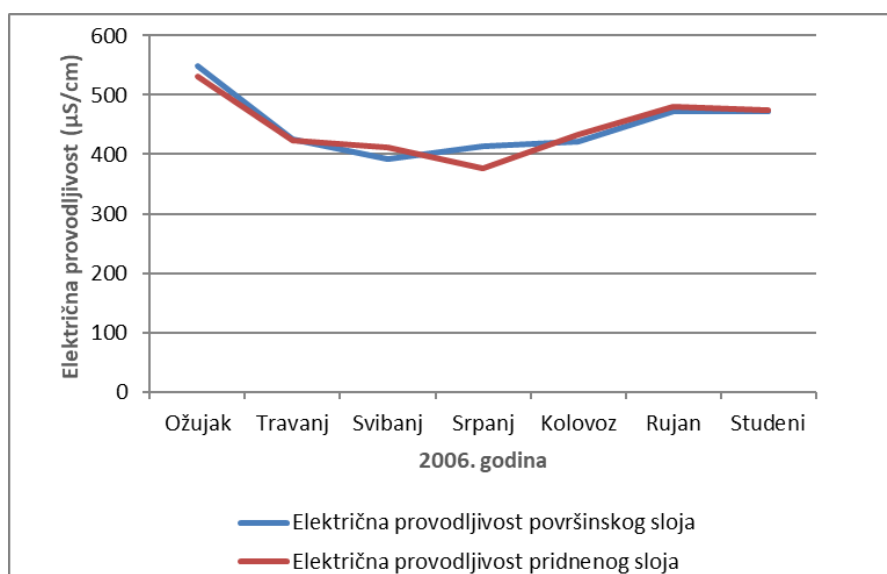
Slika 9. Promjene koncentracije otopljenog kisika u površinskom i pridnenom sloju vode Kopačkog jezera tijekom istraživanog razdoblja 2006. godine

S obzirom na izmjerene koncentracije vodikovih iona (Slika 10), pH vrijednosti su se kretale od najniže izmjerene vrijednosti u kolovozu koja je iznosila 7,85 pa do 8,79 izmjerenih u površinskom sloju vode tijekom studenog.



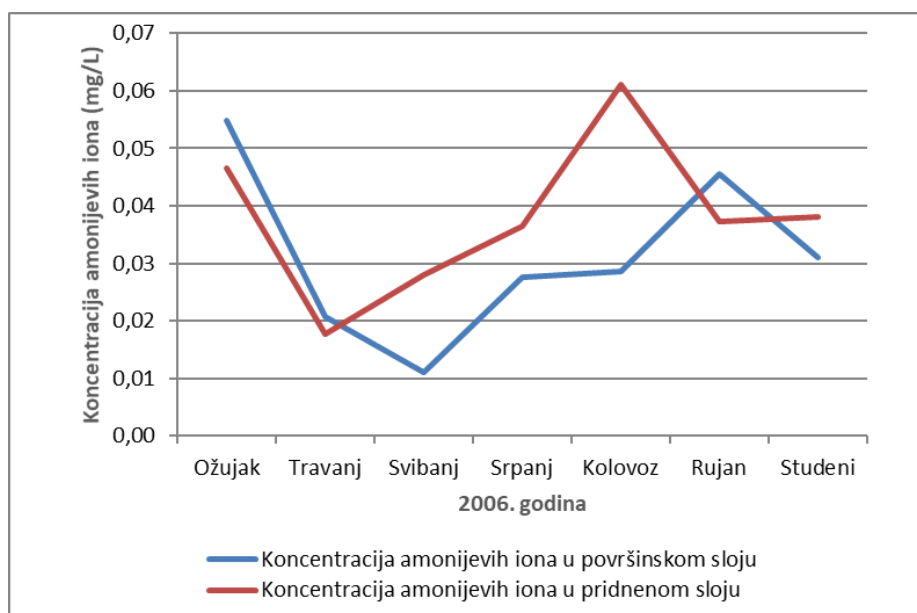
Slika 10. Promjene koncentracija vodikovih iona u Kopačkom jezeru tijekom istraživanog razdoblja 2006. godine

Električna provodljivost bila je u granicama od 392 $\mu\text{S}/\text{cm}$ do 549 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Slika 11), a nisu zabilježene značajnije razlike između površinskog i pridnenog sloja vode.



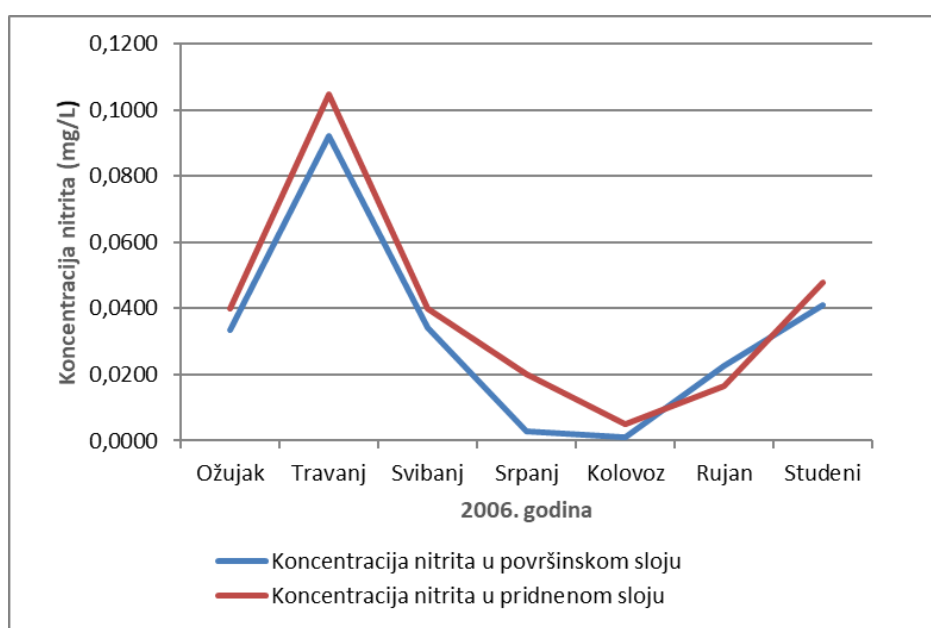
Slika 11. Promjene električne provodljivosti u Kopačkom jezeru tijekom istraživnog razdoblja 2006. godine

Koncentracije amonijevih iona bile su niže u vrijeme velikih poplava jezera, tj. potamofaze, dok su više koncentracije zabilježene u vrijeme izolacije jezera, tj. limnofaze (Slika 12). U površinskom sloju najniže izmjerene vrijednosti bile su u svibnju (0,0110 mg/L), dok su najviše vrijednosti bile u ožujku (0,0549 mg/L). Nagli porast koncentracije amonijevih iona zabilježen je u pridnenom sloju vode tijekom kolovoza, kada je izmjerena koncentracija iznosila 0,610 mg/L.



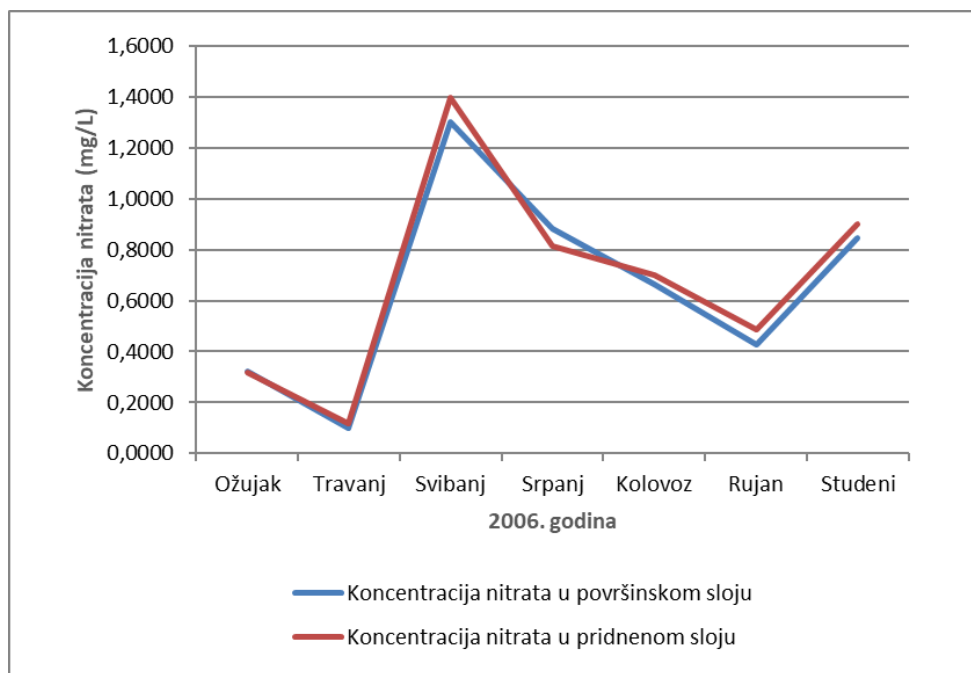
Slika 12. Promjene koncentracija amonijevih iona u Kopačkom jezeru tijekom istraživnog razdoblja 2006. godine

U vrijeme najvećih poplava u travnju utvrđene su i najviše koncentracije nitrita u vodi jezera, kada je u površinskom sloju izmjerena koncentracija od 0,0922 mg/L, dok je u pridnom sloju iznosila 0,1046 mg/L (Slika 13). Najniže koncentracije nitrita utvrđene su u kolovozu – u površinskom sloju 0,0010 mg/L, a u pridnom sloju 0,0050 mg/L.



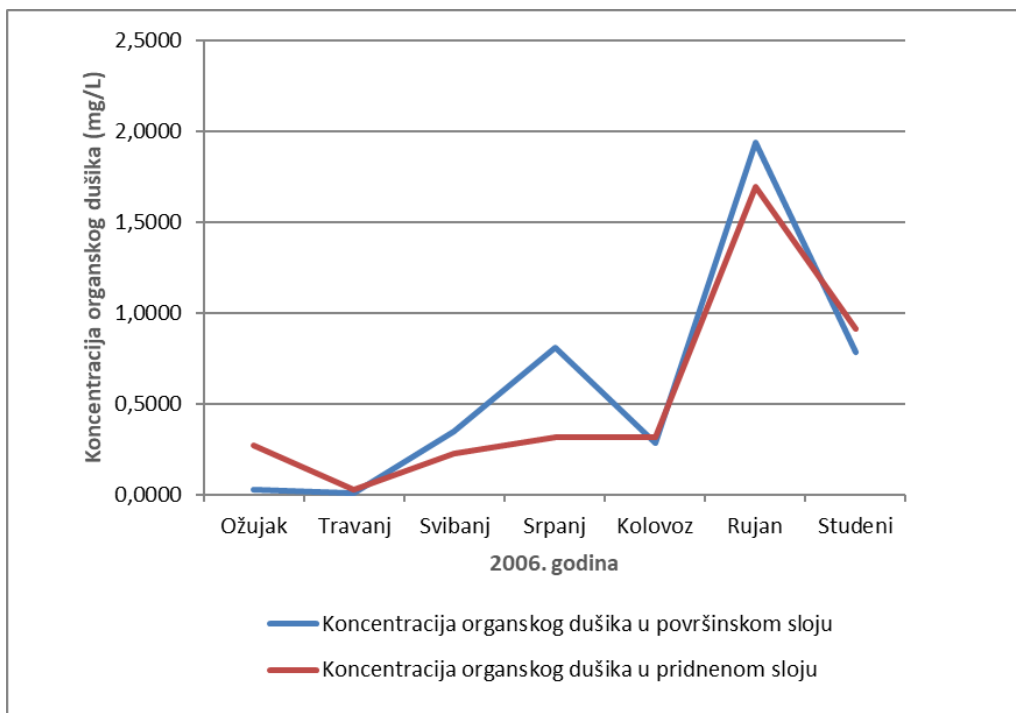
Slika 13. Promjene koncentracija nitrita u površinskom i pridnom sloju Kopačkog jezera tijekom istraživnog razdoblja 2006. godine

U vrijeme ekstremnih poplava u travnju izmjerene su najniže koncentracije nitrata u površinskom (0,1003 mg/L) i pridnom sloju vode (0,1194 mg/L), dok su već u svibnju utvrđene njihove maksimalne koncentracije (1,3010 mg/L u površinskom sloju i 1,3990 mg/L u pridnom sloju) (Slika 14).

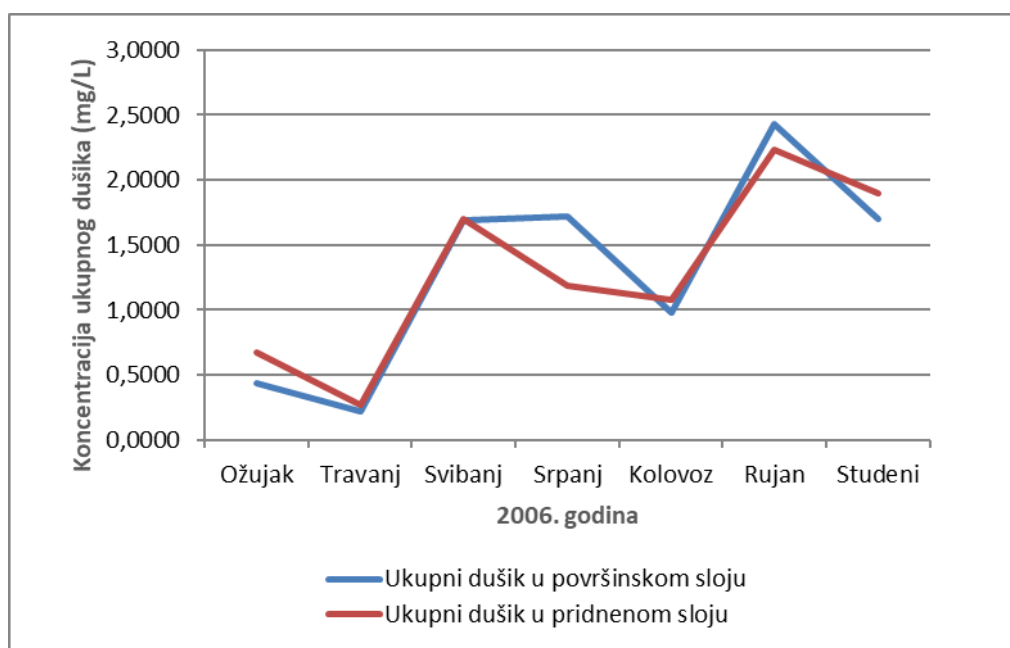


Slika 14. Promjene koncentracija nitrata u površinskom i pridnom sloju Kopačkog jezera tijekom istraživanog razdoblja 2006. godine

Najveće koncentracije organskog dušika (1,9370 mg/L u površinskom sloju; 1,6920 mg/L u pridnom sloju) i ukupnog dušika (2,4320 mg/L u površinskom sloju; 2,2330 mg/L u pridnom sloju) bile su u rujnu (Slika 15). Najniže koncentracije ukupnog dušika bile su u travnju (0,2182 mg/L u površinskom sloju; 0,2670 mg/L u pridnom sloju).

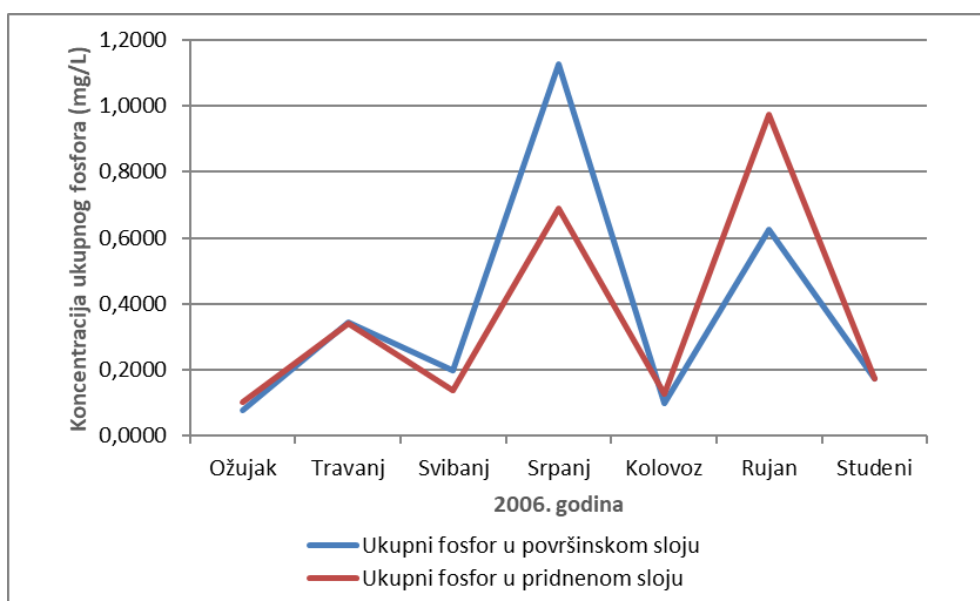


Slika 15. Promjene koncentracije organskog dušika u površinskom i pridnom sloju u Kopačkom jezeru tijekom istraživnog razdoblja 2006. godine



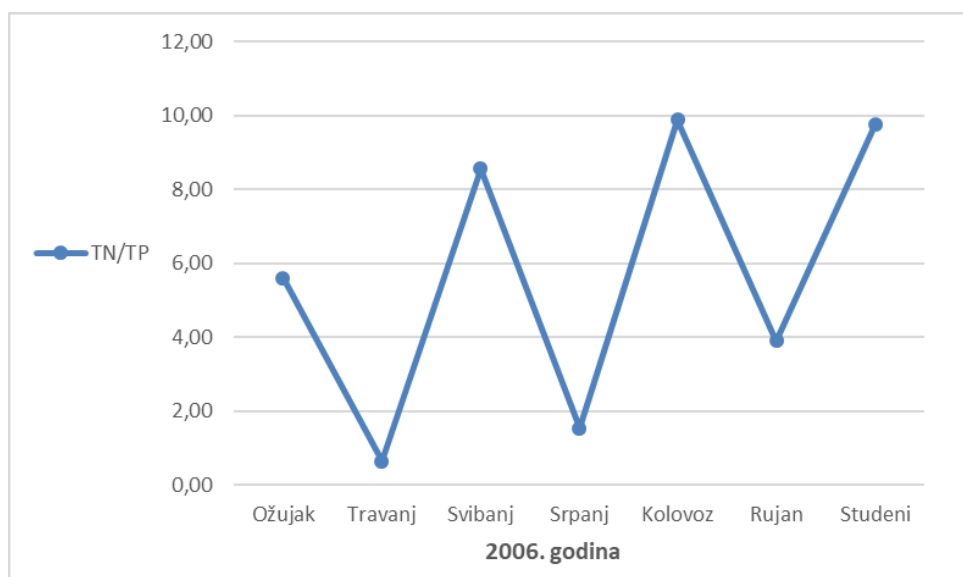
Slika 16. Vrijednosti ukupnog dušika u površinskom i pridnom sloju Kopačkog jezera tijekom istraživnog razdoblja 2006. godine

Tijekom srpnja je utvrđena najviša koncentracija ukupnog fosfora u površinskom sloju, a iznosila je 1,1250 mg/L, dok je najniža koncentracija ukupnog fosfora u površinskom sloju iznosila 0,0783 mg/L, a izmjerena je u ožujku kada je počinjalo plavljenje Kopačkog rita (Slika 17). U pridnenom sloju je najviša koncentracija ukupnog fosfora iznosila 0,9730 mg/L, a izmjerena je tijekom rujna, dok je najniža izmjerena koncentracija pridnenog sloja izmjerena u ožujku, a iznosila je 0,1015 mg/L.



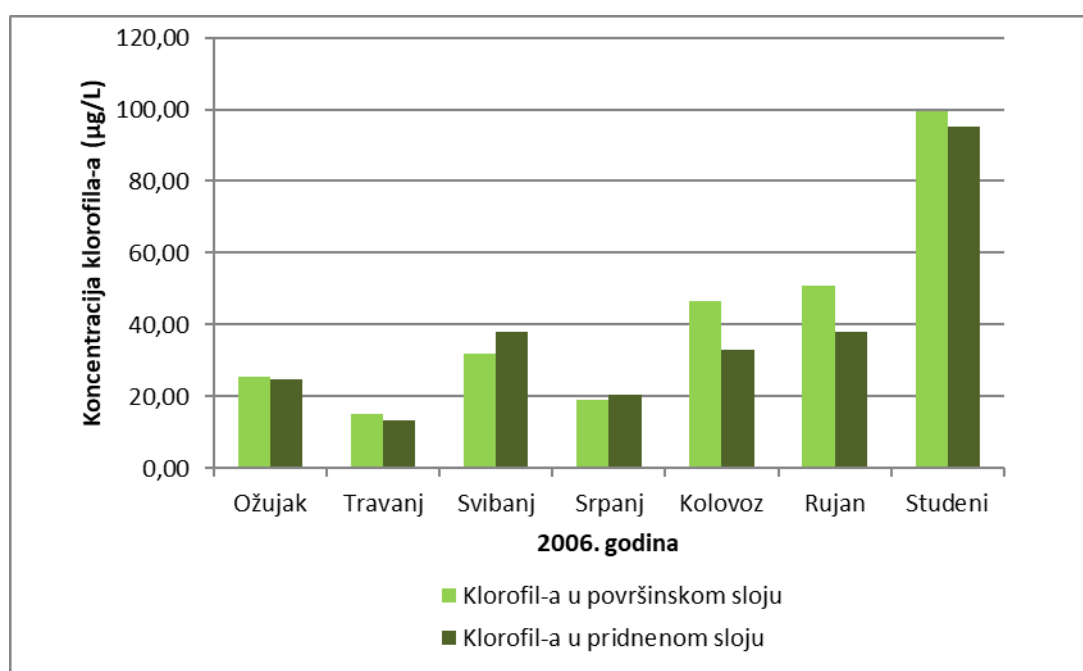
Slika 17. Promjene koncentracija ukupnog fosfora u površinskom i pridnenom sloju Kopačkog jezera tijekom istraživanog razdoblja

Vrijednosti omjera ukupnog dušika i ukupnog fosfora (TN/TP) kretale su se od 0,64 u travnju do 9,88 u kolovozu (Slika 18). Vrijednosti TN/TP su uvijek bile niže od 10.



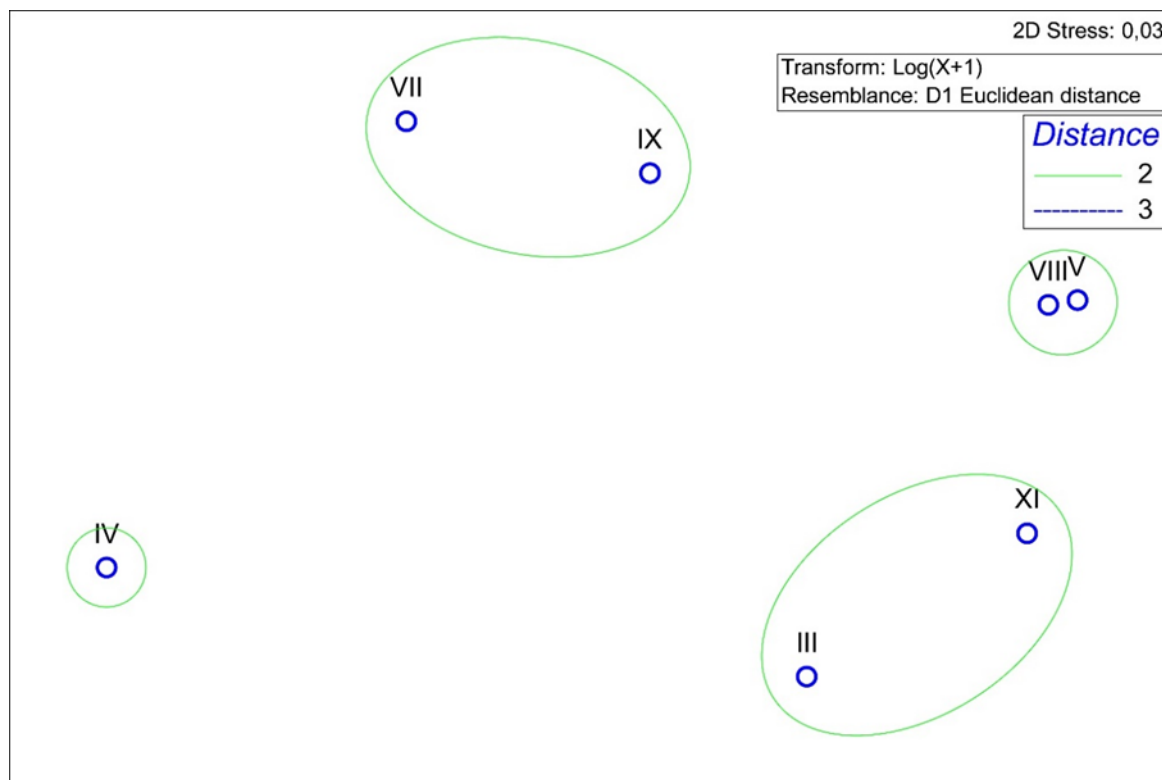
Slika 18. Promjene omjera ukupnog dušika i ukupnog fosfora (TN/TP) u Kopačkom jezeru tijekom istraživnog razdoblja

Najniže vrijednosti klorofila-a izmjerene su u travnju, za vrijeme najveće poplave, a izmjerene koncentracije su iznosile 15,28 $\mu\text{g/L}$ u površinskom sloju i 13,24 $\mu\text{g/L}$ u pridnom sloju (Slika 19). U uvjetima dugotrajne izolacije jezera od dotoka poplavnih voda i male dubine jezera izmjerene su i najviše vrijednosti klorofila-a, pa su u studenom vrijednosti dostigle 99,37 $\mu\text{g/L}$ u površinskom sloju i 95,32 $\mu\text{g/L}$ u pridnom sloju vode.



Slika 19. Promjene vrijednosti klorofila-a u površinskom i pridnom sloju vode Kopačkog jezera tijekom istraživnog razdoblja

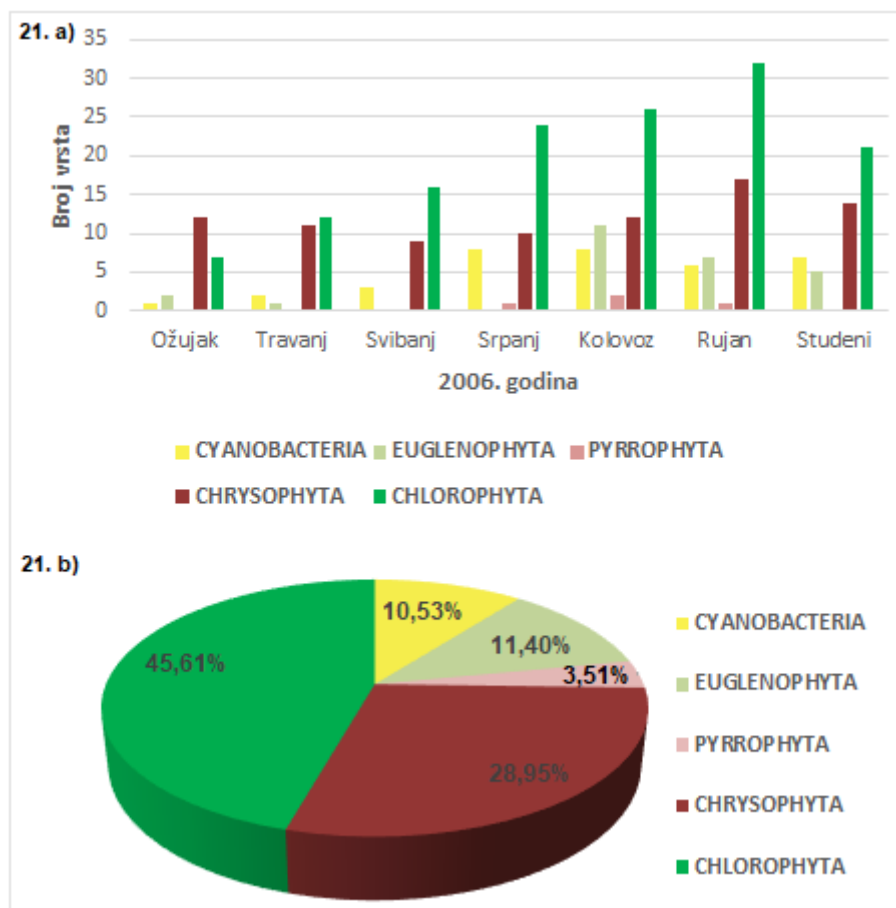
Prema nMDS grafu (Slika 20) vidljivo je razdvajanje četiri grupe prema fizikalno-kemijskim čimbenicima vode. Razdoblje ekstremne travanjske poplave izdvojilo se od svih ostalih razdoblja. Međusobno su se grupirala razdoblja prije i nakon intenzivnog dugotrajnog plavljenja (ožujak i studeni), stabilnije razdoblje prije i poslije još jedne veće kasnojletne poplave (srpanj i rujan), te razdoblja visokog stupnja plavljenja (svibanj i kolovoz).



Slika 20. Multivarijantna analiza (nMDS) na temelju fizikalno-kemijskih čimbenika vode u Kopačkom jezeru tijekom istraživanog razdoblja 2006. godine

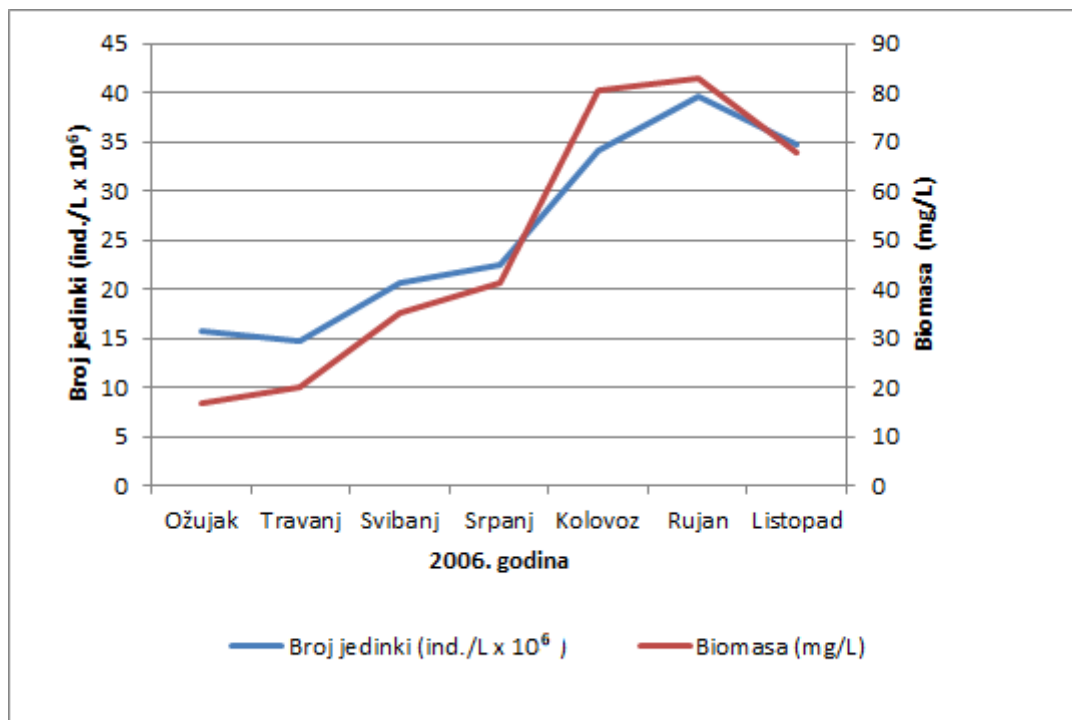
3.2. Kvalitativni sastav i biomasa fitoplanktona

Kvalitativnom analizom fitoplanktona Kopačkog jezera tijekom istraživanog razdoblja od ožujka do studenog mjeseca 2006. godine ukupno je utvrđena 101 vrsta. Najveći udio od 45,61% pripadao je skupini Chlorophyta (52 vrste), a potom skupini Chrysophyta, (28,95%, odnosno 33 vrste) (Slika 21 b). Gotovo jednaku zastupljenost vrsta imale su skupine Euglenophyta (11,40%, 13 vrsta) i Cyanobacteria (10,53%, 12 vrsta). Najmanje je vrsta pripadalo skupini Pyrrophyta, tek 3,51% (4 vrste).



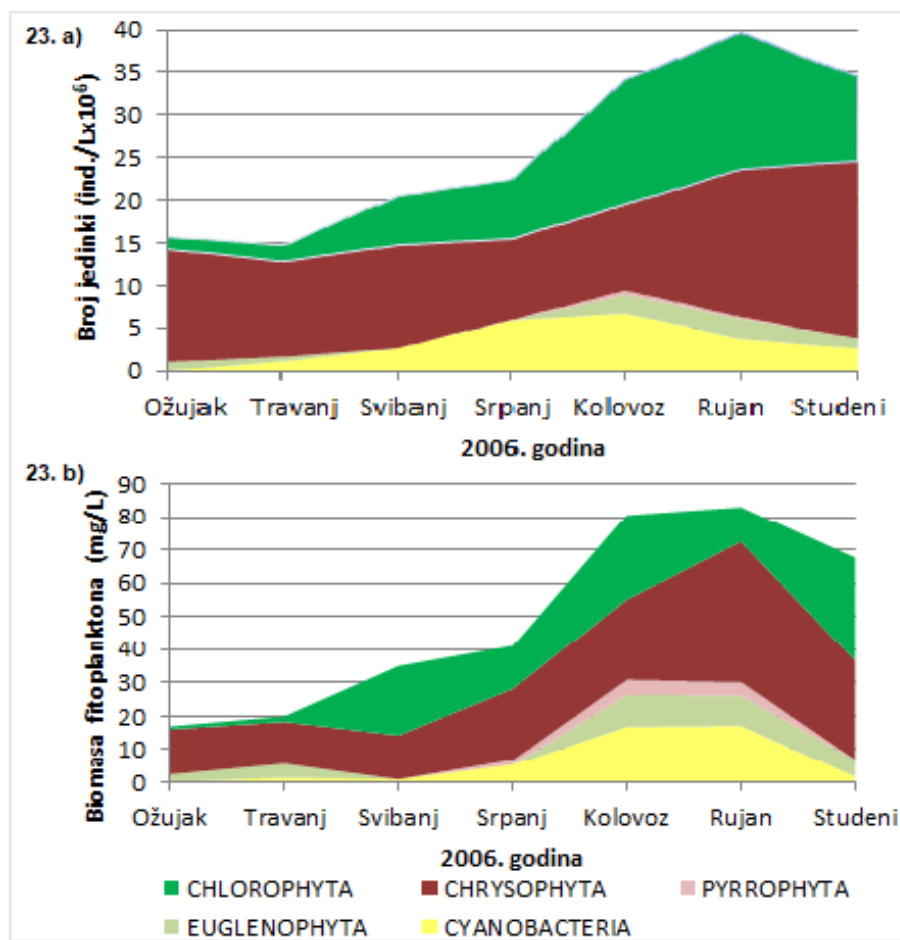
Slika 21. Promjene broja fitoplanktonskih vrsta (a) i postotna zastupljenost broja vrsta pojedinih sistematskih kategorija u ukupnom kvalitativnom sastavu fitoplanktona (b) tijekom istraživnog razdoblja u Kopačkom jezeru

Brojnost jedinki fitoplanktona mijenjala se u granicama od $14,77 \text{ ind/L} \times 10^6$ u travnju do $39,65 \text{ ind/L} \times 10^6$ u rujnu (Slika 22). Sukladno tome, mijenjala se i biomasa fitoplanktona od $17,00 \text{ mg/L}$ do $83,04 \text{ mg/L}$. Proljetno i ranoljetno razdoblje u uvjetima velikih poplava karakterizirale su niže vrijednosti brojnosti i biomase fitoplanktona, a značajan porast utvrđen je tek u kolovozu.



Slika 22. Broj jedinki i biomasa fitoplanktona tijekom istraživnog razdoblja 2006. godine u Kopačkom jezeru

Najveći doprinos ukupnom količinskom sastavu i biomasi fitoplanktona (Slika 23 a,b) u ožujku i travnju činile su vrste skupine Chrysophyta s vrijednostima biomase od 13,78 mg/L u ožujku te 12,72 mg/L u travnju. Vrsta koja je tijekom tog razdoblja bila dominantna s obzirom na udio u ukupnoj biomasi bila je *Stephanodiscus hantzschii*, a činila je 24,91% ukupne biomase u ožujku, odnosno 21,18% ukupne biomase u travnju. Vrste iz skupine Chlorophyta postale su dominantne u svibnju (20,75 mg/L), a najveću biomasu činila je vrsta *Eudorina elegans* (49,55% ukupne biomase). Vrste iz skupine Chrysophyta ponovno su postale dominantne u srpnju (21,48 mg/L), a dominantna vrsta u ukupnoj biomasi bila je *Aulacoseira granulata* (23,16% ukupne biomase). U kolovozu su dominirale vrste skupine Chlorophyta (25,43 mg/L), od kojih su najveću biomasu činile vrste *Staurostrum tetracerum* (12,90% ukupne biomase) i *Pandorina morum* (11,83% ukupne biomase). Vrste iz skupine Chrysophyta postale su najzastupljenije u rujnu (42,30 mg/L), kada je u ukupnoj biomasi najzastupljenija bila vrsta *Aulacoseira granulata* (24,77% ukupne biomase). Uz ove vrste, tijekom kolovoza i rujna doprinos ukupnoj biomasi činila je i cijanobakterija *Microcystis aeruginosa* sa 16,73% ukupne biomase u kolovozu, odnosno 18,68% ukupne biomase u rujnu. Vrste iz skupine Chlorophyta ponovno su postale dominantne u studenom (30,98 mg/L), s dominantnom vrstom *Eudorina elegans* (38,52% ukupne biomase).



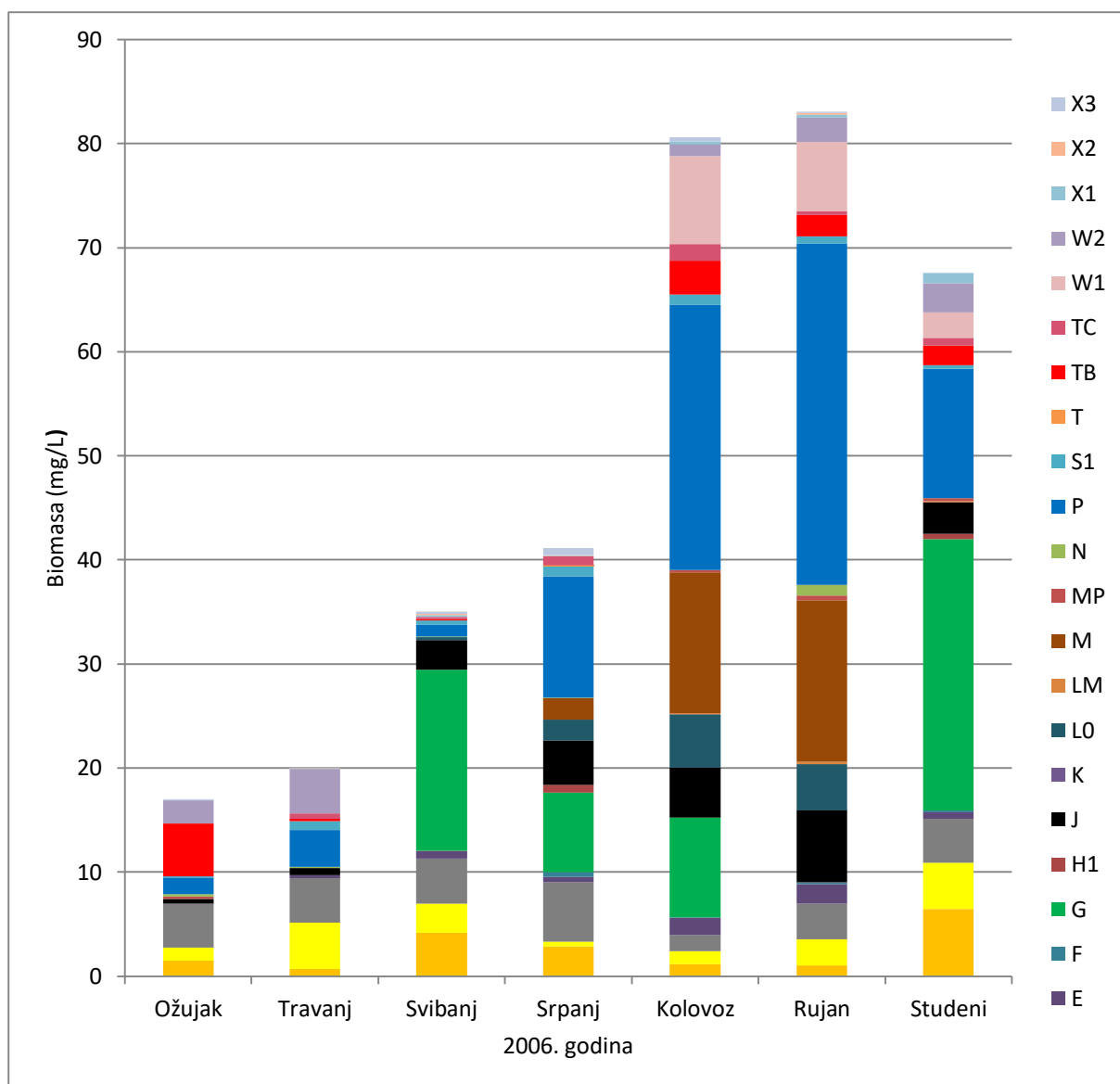
Slika 23. Ukupni broj jedinki (a) i ukupna biomasa fitoplanktona (b) pojedinih sistematskih skupina tijekom istraživnog razdoblja 2006. godine u Kopačkom jezeru

3.3.Funkcionalne skupine fitoplanktona

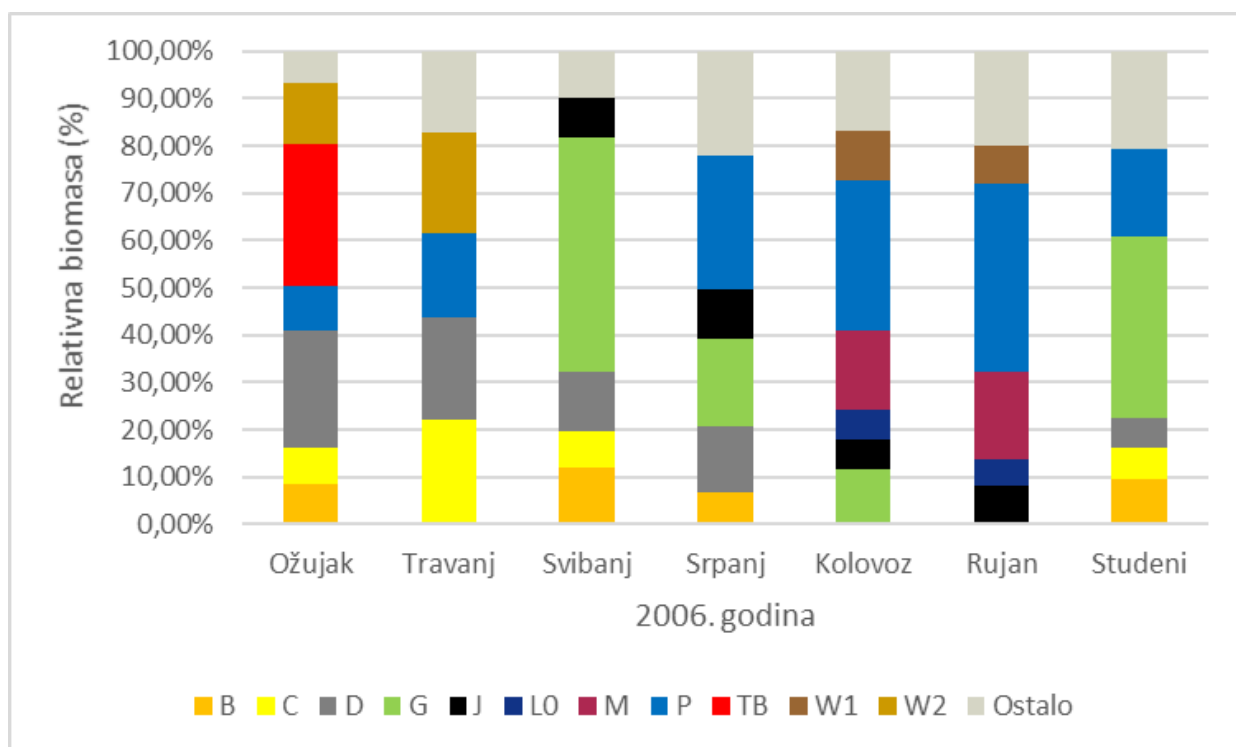
Fitoplanktonske vrste određene kvantitativnom analizom svrstane su u sljedeće 24 funkcionalne skupine: B, C, D, E, F, G, H1, J, K, L0, LM, M, MP, N, P, S1, T, TB, TC, W1, W2, X1, X2 i X3 (Slika 24). Funkcionalne skupine B, C, D, G, J, L0, M, P, TB, W1 i W2 bile su zastupljene s više od 5% ukupne biomase u barem jednome mjesecu tijekom vremena istraživanja. (Slika 25). Najzastupljenije vrste u ukupnoj biomasi pripadale su funkcionalnim skupinama C, G P i TB (Slika 27).

Najveći udio u ukupnoj biomasi u ožujku činila je skupina TB (29,92%) , s najbolje razvijenom vrstom *Pinnularia viridis* (20,35% ukupne biomase), dok je subdominantna bila skupina D (24,91% ukupne biomase) s najbolje razvijenom vrstom *Stephanodiscus hantzschii* (24,91% ukupne biomase) (Slika 26). Tijekom ekstremne poplave u travnju sastav fitoplanktonske

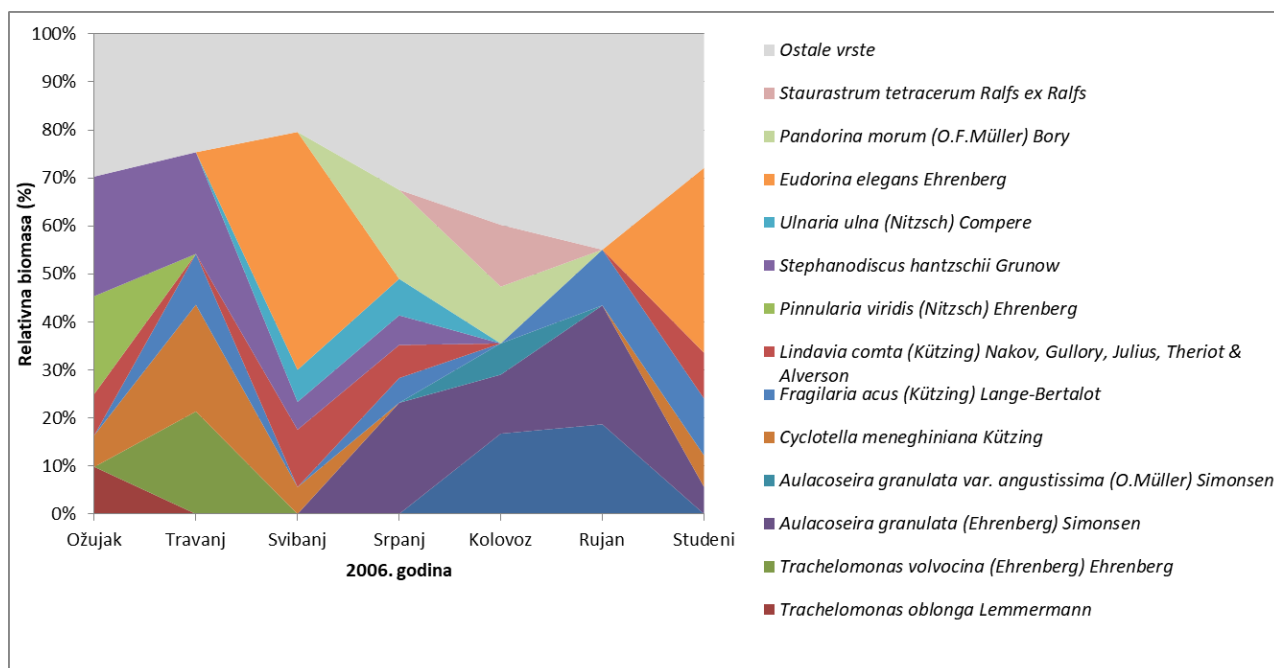
zajednice se promijenio, a kodominantne su bile skupine C (22,24% ukupne biomase) s vrstom *Cyclotella meneghiniana* (22,24% ukupne biomase), skupina W2 (21,35% ukupne biomase) s vrstom *Trachelomonas volvocina* i skupina D (21,34% ukupne biomase) s vrstom *Stephanodiscus hantzschii*. Najveću biomasu u svibnju imala je skupina G (49,55% ukupne biomase) sa samo jednom vrstom *Eudorina elegans*, dok je skupina D ostala subdominantna. U srpnju je dominantna postala skupina P (28,32% ukupne biomase), s vrstom *Aulacoseira granulata* (23,16%), dok su subdominantne ostale skupine G (vrsta *Pandorina morum*) i skupina D (vrsta *Ulnaria ulna*). Dominacija fitoplanktonskih vrsta skupine P nastavila se i u kolovozu (31,69% ukupne biomase – vrste *Staurostrum tetracerum* i *Aulacoseira granulata*), dok je subdominantna postala skupina M (vrsta *Mycrocystis aeruginosa* sa 16,73% ukupne biomase) te i dalje prisutna skupina G. Najveća bioraznolikost fitoplanktonske zajednice utvrđena je u rujnu, a dominirale su vrste skupine P (39,50% ukupne biomase, od čega *Aulacoseira granulata* 24,77% ukupne biomase). Količinski su dobro razvijene bile i vrste *Microcystis aeruginosa* (M skupina) i *Fragilaria acus* (P skupina). U studenom je ponovno dominaciju preuzela skupina G (38,52% ukupne biomase) s vrstom *Eudorina elegans*, dok je skupina P postala subdominantna (18,37% ukupne biomase) s vrstom *Fragilaria acus* (11,83% ukupne biomase).



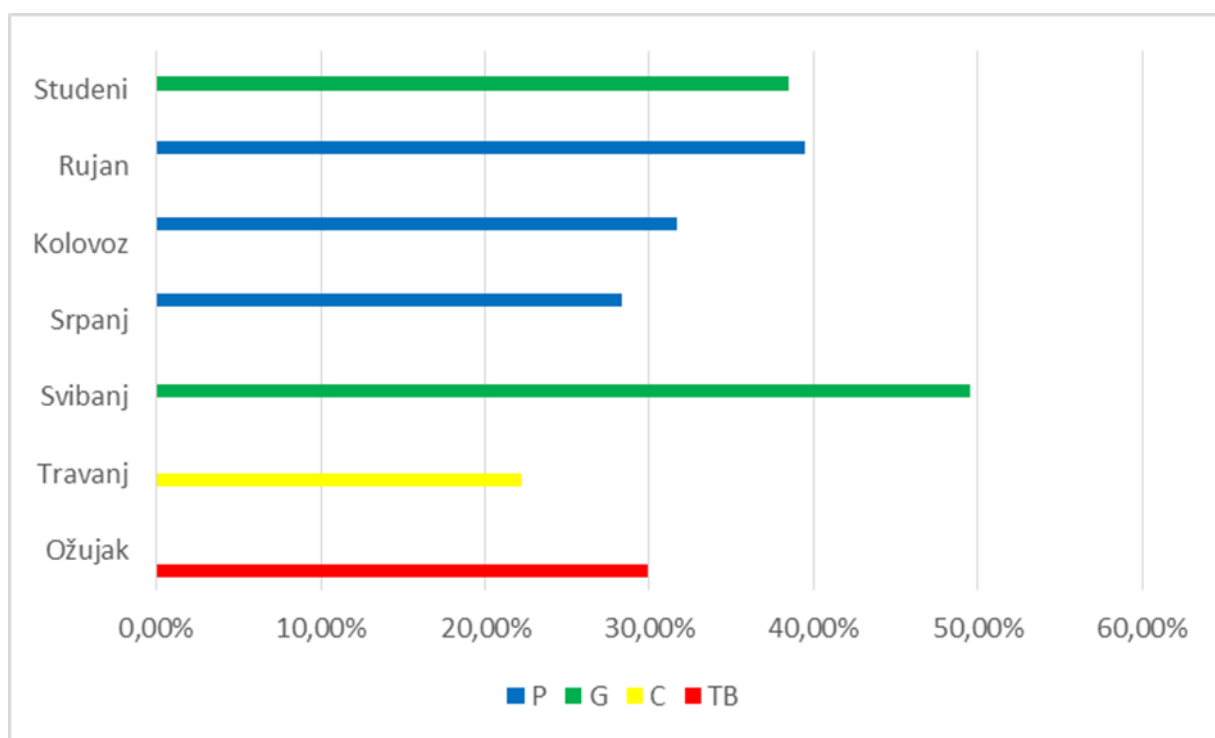
Slika 24. Promjene ukupne biomase fitoplanktona Kopačkog jezera prema funkcionalnim skupinama tijekom istraživanih razdoblja 2006. godine



Slika 25. Relativna biomasa dominantnih funkcionalnih skupina fitoplanktona Kopačkog jezera tijekom istraživnog razdoblja 2006. godine



Slika 26. Postotna zastupljenost dominantnih vrsta u ukupnoj biomasi fitoplanktona Kopačkog jezera tijekom istraživnog razdoblja 2006. godine

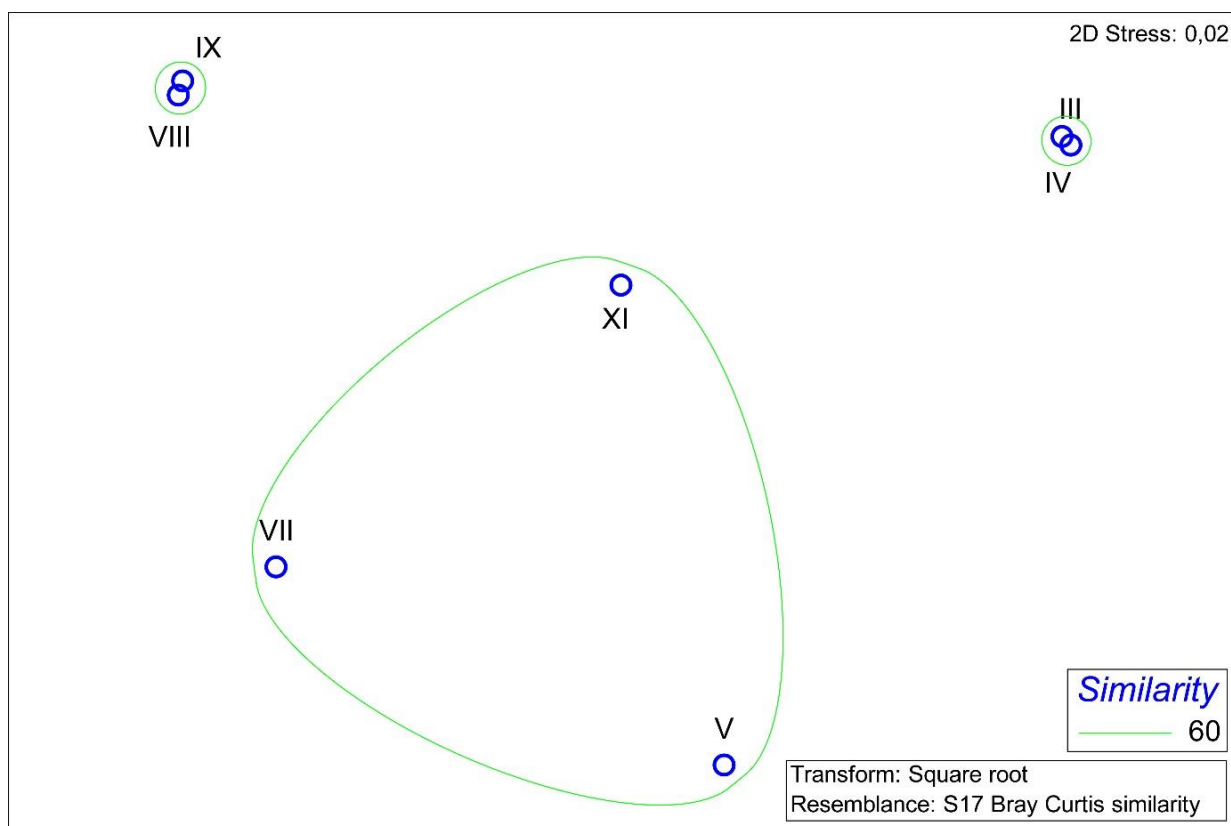


Slika 27. Dominantne funkcionalne skupine fitoplanktona (% u ukupnoj biomasi) Kopačkog jezera u istraživanom razdoblju 2006. godine

Sveukupno, sukcesijski slijed dominantnih i kodominantnih (Slika 24) funkcionalnih skupina fitoplanktona u Kopačkom jezeru tijekom istraživanog razdoblja u 2006. godini može se definirati kako slijedi:

TB (D) / C (W2, D) /G (D) /P (G,D) /P (M,G) / G (P).

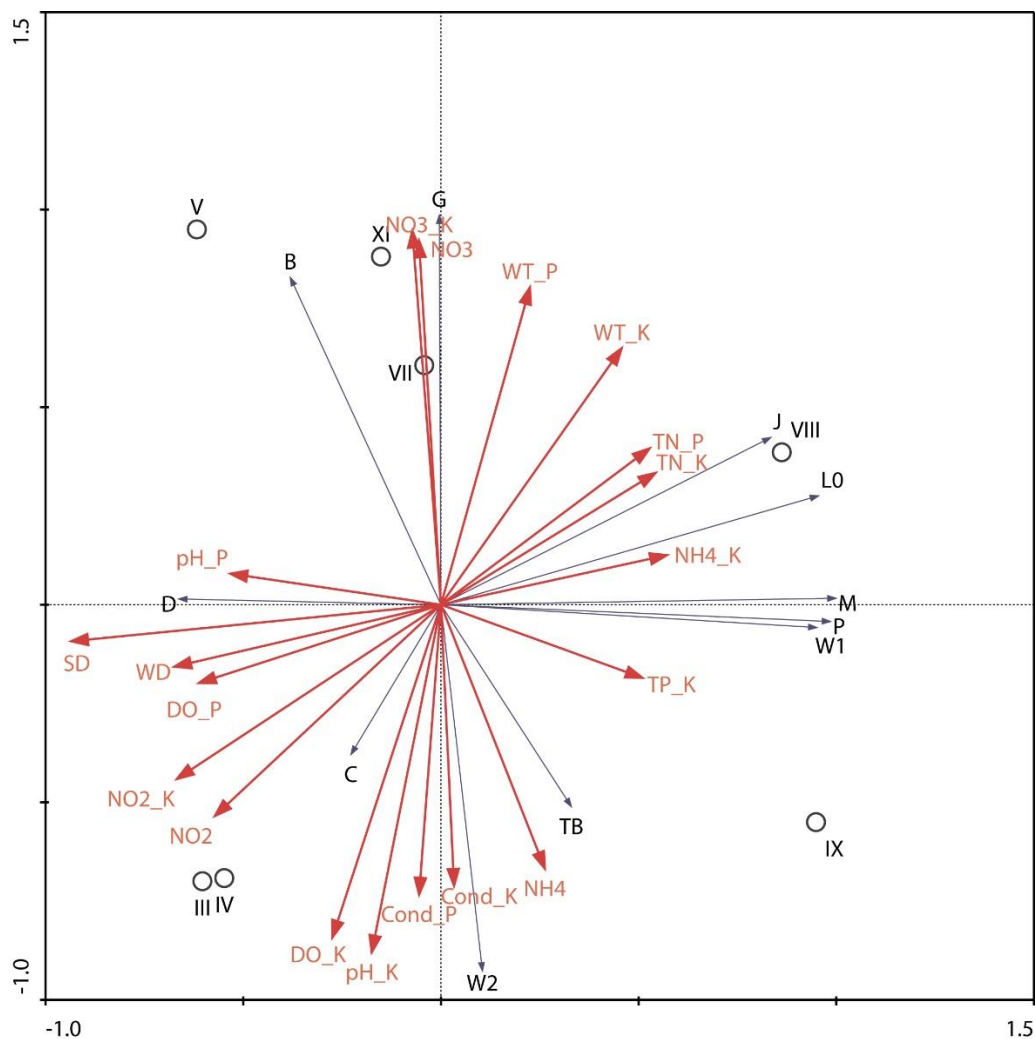
Prema funkcionalnim skupinama na nMDS grafu (Slika 28) uočljivo je izdvajanje tri grupe. U prvoj grupi izdvojili su se uzorci iz ožujka i travnja koje karakteriziraju dijatomeje iz skupina D, P i C. Druga grupa sadržava uzorke iz kolovoza i rujna kada su bile razvijene cijanobakterije iz skupine M. U trećoj grupi su uzorci iz svibnja, srpnja i studenog kada je dobro razvijena bila skupina G.



Slika 28. Multivarijantna analiza (nMDS) na temelju funkcionalnih skupina u Kopačkom jezeru tijekom istraživanog razdoblja 2006. godine

Redundacijska analiza primijenjena je kako bi se prikazao odnos funkcionalnih skupina i fizikalno-kemijskih čimbenika tijekom istraživanog razdoblja (Slika 29). Zavisne i nezavisne varijable prikazane su pomoću vektora, čija dužina i smjer ukazuje na njihovu međusobnu ovisnost. Vektori približnih dužina i istoga smjera ukazuju na pozitivnu korelaciju, dok njihov suprotan smjer i različita dužina označavaju negativnu korelaciju. U prvom kvadrantu izdvojio se mjesec kolovoz, tijekom kojeg je bila prisutna poplava visokog intenziteta, a temperatura vode, amonijevih iona i ukupnog dušika pogodovala je razvoju fitoplanktona. Visoke koncentracije amonijevih iona pogodovala su razvoju funkcionalne skupine L₀, od kojih je najbolje razvijena bila vrsta *Peridinium cinctum*, dok je porast koncentracije ukupnog dušika imao utjecaj na razvoj skupine J, čiji je najbolje razvijen predstavnik bila vrsta *Desmatractum indutum*. Vrste prvoga kvadranta u negativnoj su korelaciji s dubinom, koncentracijom otopljenog kisika u vodi, nitritima, pH i konduktivitetom. U drugom kvadrantu izdvojeni su svibanj, srpanj i studeni, kada je povećana koncentracija nitratnih iona pogodovala razvoju vrsta iz skupina D, B i G. U trećem su kvadrantu izdvojeni mjeseci u kojima dolazi do naglog porasta i vrhunca vodostaja, ožujak i travanj, stoga su dubina, koncentracija otopljenog kisika, nitriti,

pH, te konduktivitet pogodovali razvoju vrsta iz skupine C. U posljednjem kvadrantu izdvojen je mjesec rujan tijekom kojeg je utvrđena najveća ukupna biomasa fitoplanktona, a najzastupljenije vrste su bile iz skupina TB, P, W1 i W2. Visoka koncentracija fosfora u pridnenim slojevima pogodovala je razvoju vrsta ovih skupina.



Slika 29. Ordinacijski dijagram redundancijske analize na temelju funkcionalnih skupina fitoplanktona i fizikalno-kemijskih čimbenika vode u Kopačkom jezeru tijekom istraživanog razdoblja 2006. godine

Tablica 1. Relativna biomasa fitoplanktonskih vrsta pojedinih funkcionalnih skupina definiranih prema Reynolds i sur. (2002), te Padisák i sur. (2009) u Kopačkom jezeru tijekom istraživnog razdoblja u 2006. godini

Naziv vrste	FG	Biomasa fitoplanktona (%)						
		III	IV	V	VII	VIII	IX	XI
<i>Lindavia comta</i> (Kützing) Nakov, Gullory, Julius, Theriot & Alverson	B	8,63%	3,54%	11,97%	6,89%	1,44%	1,22%	9,57%
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	C	0,92%		2,23%			0,19%	
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	C	6,60%	22,24%	5,59%	1,17%	1,57%	2,84%	6,57%
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith	D		0,16%					
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	D				0,04%			
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	D	24,91%	21,18%	5,80%	6,18%	1,89%	2,24%	2,75%
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compere	D			6,68%	7,60%		1,88%	3,46%
<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof	E					0,03%		
<i>Dinobryon divergens</i> O.E.Imhof	E		1,31%	2,09%	1,27%	2,01%	2,27%	0,93%
<i>Kirchneriella irregularis</i> (G.M.Smith) Korshikov	F						0,06%	0,27%
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i> (H.C.Wood) C.Bock, Proschold & Krienitz	F				0,26%		0,13%	
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	F				0,95%	0,10%		
<i>Raphidocelis danubiana</i> (Hindák) Marvan, Komárek & Comas	F					0,01%	0,01%	0,01%

<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	G	49,55%						38,52%
<i>Pandorina morum</i> (O.F.Müller) Bory	G				18,55%	11,83%		
<i>Aphanizomenon flosaquae</i> Ralfs ex Bornet & Flahault	H1				1,79%			0,72%
<i>Acanthosphaera zachariasii</i> Lemmermann	J				0,21%	0,32%		0,13%
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	J			1,79%	0,28%	0,21%	0,14%	0,25%
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris	J				0,57%		0,57%	
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	J	2,60%	2,21%	1,26%	4,31%	0,55%	3,20%	0,98%
<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schmidle) Schmidle	J					0,20%		
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze	J		0,03%	0,13%	0,06%	0,32%	0,48%	0,14%
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	J						0,15%	
<i>Desmatractum indutum</i> (Geitler) Pascher	J					1,64%	0,20%	
<i>Desmodesmus abundans</i> (Kirchner) E.H.Hegewald	J				0,03%			
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>longispina</i> (Chodat) E.Hegewald	J					0,06%		
<i>Desmodesmus bicaudatus</i> (Dedusenko) P.M.Tsarenko	J			0,29%	0,08%		0,12%	0,05%
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald	J						0,20%	0,10%
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G.Richter) E.Hegewald	J			0,12%	0,20%	0,13%	0,02%	
<i>Desmodesmus opoliensis</i> var. <i>carinatus</i> (Lemmermann) E.Hegewald	J					0,59%		
<i>Desmodesmus spinosus</i> (Chodat) E.Hegewald	J						0,01%	0,01%
<i>Franceia ovalis</i> (Francé) Lemmermann	J					0,12%		

<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	J		1,18%	0,67%			0,81%
<i>Ophiocytium capitatum</i> Wolle	J			0,66%	0,08%	0,49%	
<i>Ophiocytium capitatum</i> f. <i>longhispinum</i> (Moeb.) Lemm.	J					0,19%	
<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius	J		1,63%	0,70%	0,12%		0,42%
<i>Monactinus simplex</i> (Meyen) Corda	J					0,43%	
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	J			0,42%		0,21%	
<i>Pseudopediastrum boryanum</i> (Turpin) E.Hegewald (<i>Pediastrum boryanum</i>)	J				0,43%	0,42%	
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson	J	0,66%		1,29%	0,82%	1,04%	0,78%
<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg) E.Hegewald	J					0,10%	
<i>Tetradesmus lagerheimii</i> M.J.Wynne & Guiry	J	0,69%	1,19%	0,68%	0,34%	0,33%	0,82%
<i>Tetradesmus obliquus</i> (Turpin) M.J.Wynne	J		0,61%	0,17%			
<i>Tetraëdron caudatum</i> (Corda) Hansgirg	J					0,01%	
<i>Tetraëdron trigonum</i> (Nägeli) Hansgirg	J				0,02%		
<i>Tetrastrum glabrum</i> (Y.V.Roll) Ahlstrom & Tiffany	J	0,02%	0,03%	0,03%	0,06%	0,01%	0,01%
<i>Tetrastrum staurogeniiforme</i> (Schröder) Lemmermann	J					0,02%	
<i>Willea rectangularis</i> (A.Braun) D.M.John, M.J.Wynne & P.M.Tsarenko	J						0,06%
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek	K				0,01%	0,01%	0,01%
<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin	L ₀					4,87%	

<i>Chroococcus minimus</i> (Keissler) Lemmermann	L ₀	0,76%	0,70%	0,16%				
<i>Palatinus apiculatus</i> (Ehrenberg) Craveiro, Calado, Daugbjerg & Moestrup	L ₀			3,38%				
<i>Peridiniopsis cunningtonii</i> Lemmermann	L ₀					1,22%		
<i>Peridinium cinctum</i> (O.F.Müller) Ehrenberg	L ₀					4,32%		
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing	L ₀			0,85%	0,70%	0,51%		
<i>Microcystis flosaquae</i> (Wittrock) Kirchner	LM					0,15%	0,26%	0,15%
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	M			4,92%	16,73%	18,68%		
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	MP	1,34%						0,34%
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	MP					0,28%	0,55%	0,06%
<i>Cosmarium humile</i> Nordstedt ex De Toni	N	1,19%	0,40%	0,23%	0,10%			
<i>Cosmarium</i> sp.	N						1,24%	
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	P	4,48%	1,90%	3,26%	23,16%	12,29%	24,77%	5,63%
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O.Müller) Simonsen	P					6,50%		
<i>Closterium gracile</i> Brébisson ex Ralfs	P		1,61%					
<i>Closterium limneticum</i> Lemmermann	P	0,78%	1,32%				0,16%	
<i>Fragilaria acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	P	4,15%	10,60%		5,15%		11,63%	11,83%
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	P		1,38%					
<i>Selenastrum bibraianum</i> Reinsch	P		1,03%					
<i>Staurostrum gracile</i> Ralfs ex Ralfs	P						1,47%	0,90%

<i>Staurostrum tetracerum</i> Ralfs ex Ralfs	P				12,90%	1,47%		
<i>Arthrospira platensis</i> Gomont	S1				0,11%			0,11%
<i>Limnothrix redekei</i> (Goor) Meffert	S1	0,83%	4,25%	1,21%				0,42%
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	S1				2,27%	1,16%	0,84%	
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek	S1		2,50%	0,65%	1,99%	2,03%	0,38%	1,07%
<i>Romeria elegans</i> (Woloszynska) Geitler	S1					0,01%		0,01%
<i>Binuclearia lauterbornii</i> (Schmidle) Proschkina-Lavrenko	T				0,35%			
<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve	T _B	3,81%				1,61%		
<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) D.G.Mann	T _B							0,16%
<i>Cymbella lanceolata</i> (C.Agardh) Kirchner	T _B						0,85%	2,08%
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	T _B						0,13%	
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	T _B	0,79%						
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson	T _B						0,02%	
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	T _B							0,35%
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst	T _B	4,69%				0,99%		
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	T _B							0,10%
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	T _B		0,83%					
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing	T _B						0,09%	
<i>Navicula</i> sp.	T _B	0,28%		0,27%				
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	T _B							0,10%
<i>Nitzschia</i> sp.	T _B		0,29%					

<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg	T _B	20,35%				1,43%	1,39%	
<i>Euglena granulata</i> (G.A.Klebs) F.Schmitz	W1					0,38%	1,10%	0,90%
<i>Lepocinclis acus</i> (O.F.Müller) B.Marin & Melkonian	W1					0,84%		
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann	W1					2,53%	3,07%	
<i>Lepocinclis oxyuris</i> (Schmarda) B.Marin & Melkonian	W1					2,28%	2,95%	2,72%
<i>Phacus helicoides</i> Pochmann	W1							
<i>Phacus limnophilus</i> (Lemmermann) E.W.Linton & A.Karnkowska-Ishikawa	W1					1,42%		
<i>Phacus orbicularis</i> K.Hübner	W1					0,71%	0,46%	
<i>Phacus pleuronectes</i> (O.F.Müller) Nitzsch ex Dujardin	W1					1,48%		
<i>Phacus</i> sp.	W1					0,36%		
<i>Phacus tortus</i> (Lemmermann) Skvortzov	W1					0,48%	0,46%	
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein	W2					0,63%	0,81%	0,75%
<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmermann	W2	9,82%				0,74%	2,01%	1,06%
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	W2	3,14%	21,35%					2,37%
<i>Ankistrodesmus arcuatus</i> Korshikov	X1		0,05%	0,13%	0,12%		0,02%	0,01%
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	X1	0,14%	0,07%	0,28%	0,08%	0,36%	0,34%	0,25%
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová	X1	0,28%					0,00%	1,12%
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová	X1						0,01%	
<i>Pseudodidymocystis inconspicua</i> (Korshikov) Hindák	X1					0,01%	0,01%	0,01%
<i>Kephyrion rubri-claustri</i> Conrad	X2		0,19%	0,32%	0,11%		0,20%	

<i>Koliella longiseta</i> (Vischer) Hindák	X3	0,25%	0,16%	0,06%	0,26%	0,04%	0,13%
<i>Lagerheimia ciliata</i> (Lagerheim) Chodat	X3					0,12%	0,09%
<i>Lagerheimia genevensis</i> (Chodat) Chodat	X3				0,03%	0,01%	
<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann	X3			0,69%	1,33%	0,30%	

4. RASPRAVA

Tijekom posljednjeg desetljeća postali smo svjedoci nedvojbenih promjena klimatskih uvjeta koji se u području umjerene klimatske zone prepoznaju po sve učestalijim pojavama ekstremnih zbivanja, posebno ekstremnih poplava i sušnih razdoblja (IPCC, 2008). Ekosustavi poplavnih područja vrlo su osjetljivi na takve događaje, što su potvrdila i prethodna hidrobiološka istraživanja Kopačkog rita (Mihaljević i sur. 2010; Stević i sur. 2013).

Jedna od godina ekstremnih poplava Dunava svakako je bila 2006. godina. Uslijed velikih količina oborina te topljenja velikih količina snijega tijekom proljetnog razdoblja vodostaj Dunava u srednjem toku dostizao je vrijednosti veće od maksimalnih vrijednosti zabilježenih u proteklih 100-130 godina (Mikhailov i sur. 2008). Tako je u travnju vodostaj Dunava na mjernoj stanici Apatin (1401 r.km Dunava) dostigao vrijednost od 8,08 m, što je jedan od najvećih vodostaja u proteklom stoljeću, a pod vodom se našla cijela poplavna nizina Kopačkog rita koja je tada bila u potpunosti povezana sa rijekom. Ulazak velikih količina dunavske vode značajno je utjecao na okolišne značajke Kopačkog jezera. Jezero je tada promijenilo svoje uobičajene karakteristike, te postalo dijelom velikog plitkog vodenog biotopa koji se prostirao na cijelom području poplavne nizine. Velik dotok riječne vode utjecao je na promjenu dubine uobičajeno plitkog Kopačkog jezera, koja se tada udvostručila (od cca 3 na 6 m). Još dva velika poplavna pulsa u lipnju i kolovozu podržala su dugotrajnu (gotovo pet mjeseci) limnofazu. U rujnu je nastupila potamofaza, tj. jezero je bilo izolirano od dotoka poplavnih voda, te je dubina jezera pala na uobičajene vrijednosti od oko 2 m.

Poznato je da intenzitet i trajanje poplave, odnosno povezanost jezera sa rijekom ima velik utjecaj na koncentracije nutrijenata u jezerskoj vodi (Hein i sur. 2004). Dunav transportira velike količine dušika, posebno nitrata (Zweimuller i sur. 2008) pa je tako u vrijeme ekstremnih poplava u travnju utvrđena izuzetno velika količina nitrata u vodi jezera. Pored toga, Dunavska je voda bogata suspendiranim tvarima (Kiss i sur. 2000) te je dotok poplavnih voda uzrokovao i povećanje količine suspendiranih tvari u vodi jezera. Međutim, prozirnost vode bila je relativno visoka, vjerojatno zbog velike brzine sedimentacije dospjelih suspendiranih tvari, a što se kasnije odrazilo na povećanje nutrijenata u vrijeme potamofaze. Naime, u vrijeme ulaska vodnog vala u poplavno područje u jezeru su izmjerene niže koncentracije nutrijenata. Poznato je (Mihaljević i sur. 2010, 2009) da dotok riječne vode ima razrjeđujući učinak na nutrijente u vodenim biotopima Kopačkog rita. No uspostavom potamofaze dolazi do porasta koncentracija

nutrijenata uslijed efekta ispiranja te prirodnog unosa i akumulacije organskih tvari, zbog čega se poplavne nizine smatraju zonama skladištenja i prometa hranjivih tvari (Pithart i sur. 2007). Niže koncentracije otopljenog kisika utvrđene u pridnenim slojevima vode potvrđuju intenzivne procese mikrobiološke razgradnje organske tvari akumulirane na dnu jezera (McCarthy i sur. 2008).

Intenzivne i dugotrajne poplave onemogućile su uobičajeni proljetni razvoj fitoplanktona, što potvrđuju niske koncentracije klorofila-a, niska brojnost jedinki i biomasa fitoplanktona. Takvo stanje može se okarakterizirati kao stanje „bistre vode“. Prema teoriji cikličkih prijelaza (eng. „*cyclic shift*“) alternativnih stanja plitkih jezera (Van Nes i sur. 2007), jezera mogu prelaziti iz stanja „bistre vode“ u kojem je dominantna makrofitska vegetacija u stanje „mutne vode“ i obrnuto (Hargeby i sur. 2007; Van Geest i sur. 2007). Možemo reći da je do prelaska jezera u stanje „mutne vode“ došlo tijekom kasnog ljeta i jeseni, tj. u vrijeme potamofaze ali niti tada se fitoplankton nije količinski razvio kao u uobičajenim hidrološkim uvjetima. Utvrđena srednja vrijednost biomase fitoplanktona u 2006. godini (49,21 mg/L) bila je znatno manja nego npr. u 2008. godini (74,59 mg/L) u uvjetima bez dugotrajnih i ekstremnih poplava (Mihaljević i sur. 2013). Promjene okolišnih varijabli u samome jezeru, a posebno disturbancije uslijed mješanja vodenog stupca i efekt „razrjeđenja“ vode imaju velik utjecaj na razvoj fitoplanktona u biotopima Kopačkog rita (Mihaljević i sur. 2010), pa tako i u Kopačkom jezeru, što potvrđuju ova istraživanja.

Ekstremni hidrološki uvjeti odrazili su se na strukturu i dinamiku fitoplanktona Kopačkog jezera. U uvjetima najveće travanjske poplave sastavom fitoplanktona dominirale su dijatomeje, odnosno funkcionalne skupine fitoplanktona koje nisu osjetljive na disturbancije uvjetovane plavljenjem. Biomasom su dominirale skupine C i D sa svojim tipičnim vrstama *Cyclotella meneghiniana* i *Stephanodiscus hantzschii* koje su ujedno tipični predstavnici fitoplanktona Dunava (Schmidt 1992). Skupinu C čine vrste fitoplanktona eutrofnih, malih i srednjih jezera koje su tolerantne na manje količine svjetlosti, dok su vrste skupine D karakteristične za plitka jezera sa velikom količinom nutrijenata, a njihovo je pojavljivanje tipično u proljetnom razdoblju (Padisak i sur. 2009). Kodominantna je bila skupina T_B (vrsta *Pinnularia viridis*) kojoj su također pogodovali uvjeti miješanja vodenog stupca. Poznato je da dijatomeje iz skupina C, D i T_B čine okosnicu fitoplanktona Dunava (Stanković i sur. 2012) pa tako dominacija vrsta iz ovih skupina u Kopačkom jezeru upućuje na njihov dotok dunavskom vodom. Općenito je zabilježen razvoj dijatomeja i u nekim drugim europskim jezerima

poplavnih područja tijekom velikih poplava (Oosterbergetal 2000; Kasten 2003), te tako dijatomeje predstavljaju tipičnu fitoplanktonsku zajednicu u uvjetima plavljenja.

Razvoj skupine G sa pripadajućom vrstom *Eudorina elegans* u svibnju i studenom može se dovesti u vezu s povećanjem pH vrijednosti (više od 8,5) vode u to vrijeme i uvjetima veće količine hranjivih tvari. Prema Reynolds i sur. (2002) okolišni uvjeti za skupinu G su karakterizirani s uvjetima velike koncentracije nutrijenata u stajaćim vodama malih eutrofnih jezera. U prošlosti je poznata (Gucunski, 1975) pojava masovnog razvoja *E. elegans* u vodama Kopačkog rita u jako alkalnim uvjetima (pH više od 9). Također i Kiss (1977) povezuje masovni razvoj *E. elegans* s jako alkalnim vodama u uvjetima velike količine organske tvari koja je podložna razgradnji. Sveukupno, razvoj skupine G u Kopačkom jezeru ukazuje na visoki stupanj trofije jezera.

U vrijeme povlačenja vode iz riječnog korita u srpnju, ali i u uvjetima još jedne velike poplave u kolovozu dominantne su postale vrste skupine P, koje naseljavaju trajno ili djelomično izmješane slojeve vode u epilimnionu (Reynolds 2002), a najbolje razvijena vrsta bila je *Aulacoseira granulata*. Poznato je da *A. granulata* ima dobru adaptaciju na snažno miješanje vode, a osim toga u uvjetima velikih turbulencija vode vegetativne stanice se resuspendiraju iz sedimenta u vodeni stupac (Reynolds 1980). U kolovozu i rujnu razvila se cijanobakterija *Microcystis aeruginosa* iz skupine M, ali do uobičajene pojave masovnog razvoja cijanobakterija tijekom ljetnog i jesenskog razdoblja (Mihaljević i Stević, 2011) nije došlo vjerojatno zbog dugotrajne potamofaze.

Prelaskom jezera u stanje limnofaze u rujnu, okolišni čimbenici pogodovali s razvoju fitoplanktona, te se povećala ukupna biomasa, a uz skupine P i T_B, dobro su se razvile i euglenofite iz skupina W1 i W2. Razvoju ovih vrsta pogodovale su visoke koncentracije fosfora, što potvrđuje redundancijska analiza (Slika 28). Pored toga, početkom jeseni povećava se količina organskih tvari u vodi zbog završetka vegetacijske faze makrofitske vegetacije što pogoduje razvoju euglenofita koje u plitkim jezerima mogu u to vrijeme biti i masovno razvijene i tvoriti vodni cvijet (Borics i sur. 2012).

Sveukupno, utvrđene sukcesije fitoplanktonskih skupina u Kopačkom jezeru - T_B (D) / C (W2, D) / G (D) / P (G, D) / P (M, G) / G (P) - znatno se razlikuju od istodobnih sukcesija fitoplanktona utvrđenih (Mihaljević i sur. 2010) u Sakadaškom jezeru - B / C / D / X1 / J / T / F (P) / X1 / F / (B / C) / B / C. Razvoj skupina G i M u Kopačkom jezeru ukazuje na veći stupanj trofije u odnosu na Sakadaško jezero. To potvrđuje i ukupna biomasa fitoplanktona koja je

nakon ekstremnih poplava, tj. u limnofazi u Kopačkom jezeru dosegla vrijednost od 83,04 mg/L dok je u Sakadaškom jezeru najveća biomasa iznosila tek 23,62 mg/L. Sakadaško jezero je nakon ekstremnih zbivanja ostalo u stanju „bistre vode“ dok je u puno plićem i više eutrofiziranom Kopačkom jezeru nakon prestanka poplava došlo do brzog oporavka fitoplanktonske zajednice, ali bez karakterističnog cvjetanja cijanobakterija.

5. ZAKLJUČAK

Uvjeti ekstremnog plavljenja Dunava tijekom istraživanih razdoblja značajno su utjecali na strukturu i dinamiku fitoplanktona Kopačkog jezera. U takvim stresnim uvjetima razvile su se samo vrste otporne na disturbancije uzrokovane dotokom velike količine riječne vode. Iako je nakon povlačenja vode iz poplavne nizine došlo do oporavka fitoplanktona i povećanja biomase, do uobičajenog cvjetanja cijanobakterija ipak nije došlo. Plavljenje je uvjetovalo očekivano malu biomasu fitoplanktona, čije su vrijednosti porasle u uvjetima izolacije jezera. S obzirom na sve učestalija ekstremna plavljenja u Podunavskoj regiji, rezultati ovog rada mogu se koristiti pri procjenama utjecaja ekstremnih hidroloških uvjeta na vodene ekosustave.

6. LITERATURA

APHA (American Public Health Association) (1992) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington, DC.

Benčina L., Rožac V., Bolšec B. (2010): Plan upravljanja parkom prirode Kopački rit. Državni zavod za zaštitu prirode.

Bonnet, M. P., Barroux, G., Martinez, J. M., Seyler, F., Moreira-Turcq, P., Cochonneau, G., Melack, J. M., Boaventura, G., Maurice-Bourgoin, L., León, J. G., Roux, E., Calmant, S., Kosuth, P., Guyot, J. L. i Seyler, P. (2008) Floodplain hydrology in an Amazon floodplain lake (Lago Grande de Curuaí). *Journal of Hydrology*, vol. 349, 18-30.

Borics G., Tóthmérész B., Lukács B. A., Várbíró G. (2012) Functional groups of phytoplankton shaping diversity of shallow lake ecosystems. *Hydrobiologia* 698: 251-262.

Carlson R. E. (1977) A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22: 361-380.

Clarke K. R., Warwick R. M. (2001) Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth.

Dudgeon, D., Arthington A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Leveque, C., Robert J. Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., Sullivan, C. A. (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81, pp. 163–182.

Ebert, U., Arrayas, M., Temme, N., Sommeijer, B. (2001) Critical Conditions for Phytoplankton Blooms. *Bulletin of Mathematical Biology* 63: 1095–1124.

Eros, T., Kuehne, L., Doleszai A., Sommerwerk N., Wolter, S. (2019) A systematic review of assessment and conservation management in large floodplain rivers – Actions postponed. *Ecological Indicators* 98: 453–461.

Garcia de Emiliani, M. O. (1993) Seasonal succession of phytoplankton in a lake of the Parana River floodplain, Argentina. *Hydrobiologia* 264: 101–114.

Gucunski, D. (1975) Kvantitativna istraživanja fitoplanktona u Upravljanom prirodnom rezervatu Kopački rit. Dissertation, University of Zagreb.

Guiry, M.D., Guiry, G.M. (2017) AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway.

Hargeby A., Blindow I., Andersson G. (2007) Long-term patterns of shifts between clear and turbid states in Lake Krankesjön and Lake Tåkern. *Ecosystems* 10: 28-35.

Hein T., Baranyi C., Reckendorfer W., Schiemer F. (2004) The impact of surface water exchange on the nutrient and particle dynamics in side-arms along the River Danube, Austria. *Sci Total Environ* 328: 207-218.

Henle, K., Scholz, M., Dziock, F., Stab, S., Foeckler, F. (2006) Bioindication and Functional Response in Floodplain Systems: Where to from Here? *International Review of Hydrobiology* 91: 380–387.

Hindak, F. (1977-1990) Studies on the chlorococcales algae (Chlorophyceae). I- IV. VEDA. Publishing House of the Slovak Academy of Sciences, Bratislava.

Hindak, F., Cyrus, Z., Marvan, P., Javornický, P., Komarek, J., Ettl, H., Rosa, K., Sladečková, A., Popovsky, J., Punčocharova, M., Lhotsky, O. (1978) Slatkovodne riasy. Slovenske pedagogicke nakladelstvo, Bratislava.

Hindak, F., Komarek, J., Marvan, P., Ružička, J. (1975) Kľúč na určovanie vytrusných rastlín. Slovenske pedagogicke nakladelstvo, Bratislava.

IPCC (The Intergovernmental Panel on Climate Change) (2008) Chapter 3 – Linking climate change and water resources: impacts and responses, *Climate change and Water: Technical Paper VI*. Cambridge University Press, Cambridge.

Javornický, P., Komárková, J. (1973) The changes in several parameters of plankton primary productivity in Slapy Reservoir 1960-1967, their mutual correlations and correlations with the mai ecological factors. *Hydrobiological Studies*. Vol.2., Prag. 155-211.

Jeppesen, E., M. Søndergaard, M. Meerhoff, T. L. Lauridsen, Jensen J. P. (2007) Shallow lake restoration by nutrient loading reduction – some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia* 584: 239–252.

- Junk, W. J. (1997) The central Amazon floodplain. New York: Springer-Verlag 530 p.
- Junk, W. J., Bayley, P. B., Sparks, R. E. (1989) The flood pulse concept in river floodplain system. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106: 110-127.
- Kasten J. (2003) Inundation and isolation: dynamics of phytoplankton communities in seasonality inundated flood plain waters of the Lower Odra Valley National Park – Northeast Germany. *Limnologica* 33: 99-111.
- Kiss I. (1977) Investigation of the water blooms of *Eudorina elegans* in the dead-arm of the River Tisza at the community Mártély. *Tiscia* (Szeged) 12: 37-47.
- Kiss K. T., Párista É.K., Ács É., Makk J. (2000) Comparison of phytoplankton of 80s and late 90s in a large side arm of the Danube River (Soroksár-Danube - Hungary). In: Horvatić, J. (ed), Proceedings of 33rd Conference of the International Association for Danube Research. Osijek, Croatia, 3-9 September 2000. J. J. Strossmayer University, Faculty of education, Croatian Ecological Society, Osijek, pp. 103-110.
- Komárek, J. (1973) The communities of algae of Opatovický Fishpond (South Bohemia). In: Heiny S (ed): Ecosystem on Wetland Biome in Czechoslovakia. Czechoslovak National Committee for the International Biological Programme. Czechoslovak Academy of Sciences. Trebon 179-184. pp.
- Lair, G. J., Zehetner, F., Fiebig, M., Gerzabek, M. H., Gestel, C. A. M., Hein, T., Hohensinner, S., Hsu, P., Jones, K. C., Jordan, G., Koelmans, A. A., Poot, A., Slijkerman, D. M. E., Totsche, K. U., Bondar-Kunze, E., Barth, J. A. C. (2009) How do long-term development and periodical changes of river-floodplain systems affect the fate of contaminants? Results from European rivers. *Environmental Pollution* 157: 3336-3346.
- McCarthy M. J., McNeal K. S., Morse J. W., Gardner W. S. (2008) Bottom-water hypoxia effects on sediment–water interface nitrogen transformations in a seasonally hypoxic, shallow bay (Corpus Christi Bay, TX, USA). *Estuar Coast* 31: 521–531.
- Mihaljević M., Getz D., Tadić Z., Živanović B., Gucunski D., Topić J., Kalinović I., Mikuska J. (1999) Kopački Rit - Research Survey and Bibliography. Croatian Academy of Arts and Sciences, Zagreb.

Mihaljević, M., Stević, F., Horvatić, J., Hackenberger, K. B. (2009) Dual impact of the flood pulses on the phytoplankton assemblages in a Danubian floodplain lake (Kopački rit Nature Park, Croatia). *Hydrobiologia* 618:77-88.

Mihaljević, M., Špoljarić, D., Stević, F., Cvijanović, V., Hackenberger, K. B. (2010) The influence of extreme floods from the river Danube in 2006 on phytoplankton in a floodplain lake: Shift to a clear state. *Limnologica* 40: 260 – 268.

Mihaljević, M., Stević, F. (2011) Cyanobacterial blooms in a temperate river-floodplain ecosystem: the importance of hydrobiological extremes. *Aquatic Ecology* 45: 335-349.

Mihaljević, M., Špoljarić, D., Stević, F., Pfeiffer T. Ž. (2013) Assessment of flood-induced changes of phytoplankton along a river–floodplain system using the morpho-functional approach. *Environmental Monitoring and Assessment* 185:8601–8619.

Mikhailov, V.N., Morozov, V.N., Cheroy, N.I., Mikhailova, M.V., Zav'yalova Ye.F. (2008) Extreme flood on the Danube River in 2006. *Russian Meteorology and Hydrology* 33:48-54.

Mikuska J. (1979) Ekološke osobine i zaštita specijalnog zoološkog rezervata „Kopački rit“ s posebnim osvrtom na ekologiju kralješnjaka. Disertacija, Prirodoslovno-matematički fakultet Sveučilišta u Zagrebu, Zagreb.

Moisset, A. M., Cabanes, J. E., Blanco-Ameijeiras, S., Hassler, S. (2019) Response of phytoplankton from the metalimnetic chlorophyll maximum to macro- and micro-nutrients amendments in Lake Geneva. *Journal of Great Lakes Research* 45: 290–299.

Neiff J. J. (1996) Large rivers of South America: toward the new approach. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 26: 167–180.

Oosterberg W., Staras M., Bogdan L., Buijse A. D., Constantinescu A., Coops H., Hanganu J., Ibelings B. W., Menting G. A. M., Năvodaru I., Török L. (2000) Ecological Gradients in the Danube Delta Lakes – Present State and Man-Induced Changes. RIZA, Danube Delta National Institute Romania and Danube Delta Biosphere Reserve Authority Romania, the Netherlands. RIZA rapport no. 2000.015.

Padisák, J., Borics, G., Grigorszky, I., Soroczki-Pinter, E. (2006) Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia* 553:1-14.

- Padisák, J., Crossetti, L. O., Naselli-Flores, L. (2009) Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: A critical review with updates. *Hydrobiologia* 621:1-19.
- Pangali Sharma, T. P., Zhang, J., Koju, U. A., Zhang, S., Bai, Y., Suwal, M. K. (2018) Review of flood disaster studies in Nepal: A remote sensing perspective. *International Journal of Disaster Risk Reduction*.
- Pithart D., Pichlová R., Bílý M., Hrbáček J., Novotná K., Pechar L. (2007) Spatial and temporal diversity of small shallow waters in river Lužnice floodplain. *Hydrobiologia* 584: 265-275.
- Reynolds, C. S. (1980) Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. *Holarctic Ecology* 3:141-159.
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S. (2002) Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 24:417-428.
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, A. F., Folke, C., Walker, B. (2001) Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591–596.
- Scheffer, M., Jeppesen, E. (2007) Regime Shifts in Shallow Lakes. *Ecosystems* 10: 1–3.
- Schmidt A. (1992) Das Phytoplankton, das Phytobenthos und die Makrophyten der Donau. Wien, *Limnologische Berichte Donau* 77-101.
- Sommer U. (1989) Plankton ecology. Succession in Plankton Communities. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, London, Paris, Tokyo 1-8.
- Sournia, A. (1978) Phytoplankton Manual. Monographs on Oceanographic Methodology. No. 6, Unesco, Paris, 337 pp.
- Stanković, I., T. Vlahović, M., Gligora Udovič, G. Várbíró, Borics G. (2012) Phytoplankton functional and morpho-functional approach in large floodplain rivers. *Hydrobiologia* 698: 217-231.
- Stević, F., Mihaljević, M., Špoljarić, D. (2013) Changes of phytoplankton functional groups in a floodplain. *Hydrobiologia* 709:143–158.
- Strickland, J.D.H., Parson, T.R. (1972) A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canada Bulletin. 167:1-310.

Trocker, K., Stanford, J. A. (2002) Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29: 308–330.

Tsydenov B. O. (2019) Simulating phytoplankton growth during the spring thermal bar in a deep lake. *Environmental Conservation* 29 (3): 308–330.

UNESCO (1966) Determination of phytoplankton pigments in sea water. Report of SCORUNESCO Working Group 17. *Monographs on Oceanographic Methodology* 1, 69.

Utermöhl, H. (1958) Zur Vervollkommnung der quantitative Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der international Vereinigung für theoretische und angewandte. Limnologie* 9:1-38.

Van Geest, G.J., Coops, H., Scheffer, M., Nes, E.H. (2007) Long Transients Near the Ghost of a Stable State in Eutrophic Shallow Lakes with Fluctuating Water Levels. *Ecosystems* 10: 36–46.

Van Nes E.H., Rip W.J., Scheffer M. (2007) A theory for cyclic shifts between alternative states in shallow lakes. *Ecosystems* 10: 17-27.

WFD, 2000. Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC. Establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Union*. 327:1-72.

Zweimüller, I., Zessner, M., Hein, T. (2008) Effects of climate change on nitrate loads in a large river: The Austrian Danube as example. *Hydrobiological Processes*, 22, 1022-1036.

Web izvori:

Web 1. Hrvatska.eu – Zaštićena priroda

<http://croatia.eu/article.php?id=13&lang=1> (03.06.2019.)

Web 2. Službene stranice Hrvatske turističke zajednice

<https://croatia.hr/hr-HR/dozivljaji/priroda/park-priode-kopacki-rit> (03.06.2019.)

Web 3. Republički hidrometeorološki zavod Republike Srbije

<http://www.hidmet.gov.rs/latin/hidrologija/radio.php> (2006. godina)

7. PRILOZI

Prilog 1. Kvantitativni sastav fitoplanktona Kopačkog jezera tijekom istraživanog razdoblja 2006. godine

			2006. godina Biomasa fitoplanktona (mg/L)						
	KODON	FG	III	IV	V	VII	VIII	IX	XI
CYANOBACTERIA									
<i>Aphanizomenon flosaquae</i> Ralfs ex Bornet & Flahault	APHFLA	H1				0,74			0,49
<i>Aphanocapsa incerta</i> (Lemmermann) G.Cronberg & Komárek	APHINC	K					0,0006	0,0006	0,0001
<i>Arthrospira platensis</i> Gomont	ARTPLA	S1				0,04			0,07
<i>Binuclearia lauterbornii</i> (Schmidle) Proschkina-Lavrenko	BINLAU	T				0,14			
<i>Chroococcus minimus</i> (Keissler) Lemmermann	CHRMIN	L ₀			0,24	0,29	0,13		
<i>Limnothrix redekei</i> (Goor) Meffert	LIMRED	S1	0,14	0,85	0,42				0,28
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehrenberg) Kützing	MERGLA	L ₀				0,35	0,56	0,42	
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	MICAER	M				2,02	13,49	15,51	
<i>Microcystis flosaquae</i> (Wittrock) Kirchner	MICFLA	L M					0,12	0,22	0,10
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	PLAAGA	S1				0,94	0,94	0,70	
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek	PSELIM	TC		0,50	0,23	0,82	1,63	0,32	0,73
<i>Romeria elegans</i> (Woloszynska) Geitler	ROMELE	S1					0,003		0,01
EUGLENOPHYTA									
<i>Euglena granulata</i> (G.A.Klebs) F.Schmitz	EUGGRA	W1					0,30	0,91	0,61

<i>Lepocinclis acus</i> (O.F.Müller) B.Marin & Melkonian	LEPACU	W1						0,68		
<i>Lepocinclis ovum</i> (Ehrenberg) Lemmermann	LEPOVU	W1						2,04	2,55	
<i>Lepocinclis oxyuris</i> (Schmarda) B.Marin & Melkonian	LEPOXY	W1						1,84	2,45	1,84
<i>Phacus helicoides</i> Pochmann	PHAHEL	W1								
<i>Phacus limnophilus</i> (Lemmermann) E.W.Linton & A.Karnkowska-Ishikawa	PHALIM	W1						1,15		
<i>Phacus orbicularis</i> K.Hübner	PHAORB	W1						0,57	0,38	
<i>Phacus pleuronectes</i> (O.F.Müller) Nitzsch ex Dujardin	PHAPLE	W1						1,19		
<i>Phacus</i> sp.	PHASP	W1						0,29		
<i>Phacus tortus</i> (Lemmermann) Skvortzov	PHATOR	W1						0,38	0,38	
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein	TRAHIS	W2						0,51	0,67	0,51
<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmermann	TRAOBL	W2	1,67					0,60	1,67	0,72
<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg	TRAVOL	W2	0,53	4,27						1,60

PYRROPHYTA

<i>Ceratium hirundinella</i> (O.F.Müller) Dujardin	CERHIR	L ₀							4,05	
<i>Palatinus apiculatus</i> (Ehrenberg) Craveiro, Calado, Daugbjerg & Moestrup	PALAPI	L ₀				1,39				
<i>Peridiniopsis cunningtonii</i> Lemmermann	PERCUN	L ₀						0,99		
<i>Peridinium cinctum</i> (O.F.Müller) Ehrenberg	PERCIN	L ₀						3,48		

CHRY SOPHYTA

<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	AMPOVA	MP	0,23							0,23
<i>Asterionella formosa</i> Hassall	ASTFOR	C	0,16			0,78			0,16	
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	AULGRA	P	0,76	0,38	1,14	9,52	9,91	20,57		3,81

<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O.Müller) Simonsen	AULGRAang	P						5,24		
<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve	CALAMP	T _B	0,65					1,30		
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg	COCPLA	MP						0,23	0,45	0,04
<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) D.G.Mann	CRACUS	T _B								0,11
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	CYCMEN	C	1,12	4,45	1,96	0,48	1,26	2,35		4,45
<i>Cymbella lanceolata</i> (C.Agardh) Kirchner	CYMLAN	T _B						0,70		1,41
<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck	CYMTUM	T _B						0,11		
<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof	DINBAV	E						0,03		
<i>Dinobryon divergens</i> O.E.Imhof	DINDIV	E		0,26	0,73	0,52	1,62	1,89		0,63
<i>Fragilaria acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot	FRAACU	P	0,71	2,12		2,12		9,65		8,01
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	FRACRO	P		0,28						
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg	GOMACU	T _B	0,13							
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson	GOMTRU	T _B						0,02		
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst	GYRACU	T _B								0,23
<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst	GYRATT	T _B	0,80				0,80			
<i>Kephyrion rubri-claustri</i> Conrad	KEPRUB	X2		0,04	0,11	0,05		0,17		
<i>Lindavia comta</i> (Kützing) Nakov, Gullory, Julius, Theriot & Alverson	LINCOM	B	1,47	0,71	4,20	2,83	1,16	1,01		6,47
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	NAVCRY	T _B								0,07
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	NAVRAD	T _B		0,17						
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing	NAVRHY	T _B						0,07		
<i>Navicula</i> sp.	NAVSP	T _B	0,05		0,09					
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W.Smith	NITACI	D		0,03						
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	NITGRA	T _B								0,07
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith	NITPAL	D				0,01				
<i>Nitzschia</i> sp.	NITSP	T _B		0,06						

<i>Ophiocytium capitatum</i> Wolle	OPHCAP	J				0,27	0,07	0,40	
<i>Ophiocytium capitatum</i> f. <i>longispinum</i> (Moeb.) Lemm.	OPHCAPlon	J						0,15	
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg	PINVIR	T _B	3,46				1,15	1,15	
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow	STEHAN	D	4,24	4,24	2,03	2,54	1,53	1,86	1,86
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compere	ULNULN	D			2,34	3,13		1,56	2,34
CHLOROPHYTA									
<i>Acanthosphaera zachariasii</i> Lemmermann	ACAZAC	J				0,09	0,26		0,09
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim	ACTHAN	J			0,63	0,11	0,17	0,11	0,17
<i>Ankistrodesmus arcuatus</i> Korshikov	ANKARC	X1		0,01	0,05	0,05		0,02	0,01
<i>Closterium gracile</i> Brébisson ex Ralfs	CLOGRA	P		0,32					
<i>Closterium limneticum</i> Lemmermann	CLOLIM	P	0,13	0,26				0,13	
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris	COEAST	J				0,24		0,47	
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	COEMIC	J	0,44	0,44	0,44	1,77	0,44	2,66	0,66
<i>Cosmarium humile</i> Nordstedt ex De Toni	COSHUM	N	0,20	0,08	0,08	0,04			
<i>Cosmarium</i> sp.	COSSP	N						1,03	
<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schmidle) Schmidle	CRUFEN	J					0,16		
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze	CRUTET	J		0,01	0,05	0,03	0,26	0,40	0,10
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	CRUQUA	J						0,13	
<i>Desmatractum indutum</i> (Geitler) Pascher	DESIND	J					1,32	0,17	
<i>Desmodesmus abundans</i> (Kirchner) E.H.Hegewald	DESABU	J				0,01			
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>longispina</i> (Chodat) E.Hegewald	DESARMlon	J					0,05		
<i>Desmodesmus bicaudatus</i> (Dedusenko) P.M.Tsarenko	DESBIC	J			0,10	0,03		0,10	0,03
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) S.S.An, T.Friedl & E.Hegewald	DESDEN	J						0,17	0,07
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G.Richter) E.Hegewald	DESOPO	J			0,04	0,08	0,10	0,02	

<i>Desmodesmus opoliensis</i> var. <i>carinatus</i> (Lemmermann) E.Hegewald	DESOPcar	J						0,47		
<i>Desmodesmus spinosus</i> (Chodat) E.Hegewald	DESSPI	J							0,002	0,01
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg	EUDELE	G			17,38					26,07
<i>Franceia ovalis</i> (Francé) Lemmermann	FRAOVA	J						0,10		
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat	GOLRAD	J			0,41	0,28				0,55
<i>Kirchneriella irregularis</i> (G.M.Smith) Korshikov	KIRIRR	F							0,05	0,18
<i>Koliella longiseta</i> (Vischer) Hindák	KOLLON	X3	0,04	0,03	0,02	0,11	0,03			0,08
<i>Lagerheimia ciliata</i> (Lagerheim) Chodat	LAGCIL	X3						0,10	0,07	
<i>Lagerheimia genevensis</i> (Chodat) Chodat	LAGGEN	X3					0,01	0,01		
<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius	MICPUS	J			0,57	0,29	0,10			0,29
<i>Monactinus simplex</i> (Meyen) Corda	MONSIM	J							0,35	
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková- Legnerová	MONCON	X1	0,02	0,01	0,10	0,03	0,29	0,28		0,17
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová	MONGRI	X1	0,05						0,001	0,76
<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komárková- Legnerová	MONMIN	X1							0,01	
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i> (H.C.Wood) C.Bock, Proschold & Krienitz	MUCPUL	F					0,11		0,11	
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat	OOCLAC	F					0,39	0,08		
<i>Pandorina morum</i> (O.F.Müller) Bory	PANMOR	G					7,63	9,53		
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	PEDDUP	J					0,17		0,17	
<i>Pseudodidymocystis inconspicua</i> (Korshikov) Hindák	PSEINC	X1						0,01	0,01	0,01
<i>Pseudopediastrum boryanum</i> (Turpin) E.Hegewald	PSEBOR	J						0,35	0,35	
<i>Raphidocelis danubiana</i> (Hindák) Marvan, Komárek & Comas	RAPDAN	F						0,002	0,01	0,004
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson	SCEQUA	J		0,13		0,53	0,66	0,86		0,53

<i>Schroederia setigera</i> (Schröder) Lemmermann	SCHSET	X3			0,24	0,55	0,24		
<i>Selenastrum bibraianum</i> Reinsch	SELBIB	P		0,21					
<i>Staurastrum gracile</i> Ralfs ex Ralfs	STAGRA	P						1,22	0,61
<i>Staurastrum tetracerum</i> Ralfs ex Ralfs	STATET	P					10,40	1,22	
<i>Stauridium tetras</i> (Ehrenberg) E.Hegewald	STATET	J						0,09	
<i>Tetradesmus lagerheimii</i> M.J.Wynne & Guiry	TETLAG	J		0,14	0,42	0,28	0,28	0,28	0,56
<i>Tetradesmus obliquus</i> (Turpin) M.J.Wynne	TETOBL	J			0,21	0,07			
<i>Tetraëdron caudatum</i> (Corda) Hansgirg	TETCAU	J						0,01	
<i>Tetraëdron trigonum</i> (Nägeli) Hansgirg	TETTRI	J					0,02		
<i>Tetrastrum glabrum</i> (Y.V.Roll) Ahlstrom & Tiffany	TETGLA	J	0,003	0,005	0,01	0,02	0,01	0,01	
<i>Tetrastrum staurogeniiforme</i> (Schröder) Lemmermann	TETSTA	J						0,02	
<i>Willea rectangularis</i> (A.Braun) D.M.John, M.J.Wynne & P.M.Tsarenko	WILREC	J							0,04
	UKUPNA BIOMASA		17,00	20,00	35,07	41,12	80,59	83,04	67,67